

RESPUESTA DEL SUELO TRAS UNA QUEMA PRESCRITA TEMPRANA (PRIMAVERA) EN EL SE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA



ALUMNA: ANA ISABEL SANCHIS AYELO

TUTOR: JORGE MATAIX SOLERA

COTUTORAS: VICTORIA ARCENEGUI BALDO

FUENSANTA GARCIA ORENES

COTUTOR EXERNO: ÁLVARO FAJARDO CANTOS

CÓDIGO COIR: 220527101918

DPTO: AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE

GRADO CIENCIAS AMBIENTALES 2021/2022





RESUMEN

Como consecuencia de la actividad antrópica, en la mayoría de los países de la cuenca Mediterránea el medio forestal ha sufrido muchos cambios en las últimas décadas, regido principalmente por el abandono del medio rural y su aprovechamiento y esto ha conducido a distorsionar el régimen natural de incendios. Es por ello por lo que debe ser gestionado mediante herramientas que intenten corregir su régimen natural sin perjudicarlo. El objetivo de este estudio es evaluar los efectos en el suelo tanto químicos, físicos como biológicos de la aplicación de una quema prescrita realizada con el fin de disminuir el contenido en combustible, para así intentar reducir la probabilidad de incendios y la intensidad y severidad de los mismos en caso de que ocurran. Los resultados han mostrado que en general no ha habido cambios significativos en los parámetros estudiados, y por tanto consideramos que la quema prescrita realizada en esta zona y bajo estas condiciones, es una opción de gestión de combustible favorable que no altera significativamente el suelo.

Palabras clave: *régimen natural, quema prescrita, combustible, intensidad y severidad y herramienta de gestión.*

ABSTRACT

As a consequence of anthropic activity, in most countries of the Mediterranean basin, the forest environment has undergone many changes in recent decades, mainly due to the abandonment of the rural environment and its exploitation, which has led to the distortion of the natural fire regime. This is the reason why it must be managed by means of tools that try to correct its natural regime without damaging it. The objective of this study is to evaluate the chemical, physical and biological effects on the soil of the application of a prescribed burn to reduce the fuel content, in order to try to reduce the probability of fires and their intensity and severity in case they occur. The results have shown that in general there have been no significant changes in the parameters studied, and therefore we consider that prescribed burning carried out in this area and under these conditions is a favorable fuel management option that does not significantly alter the soil.

Key words: *natural regime, prescribed burning, fuel, intensity and severity and management tool.*

AGRADECIMIENTOS

Muchas gracias al departamento de Agroquímica y Medio Ambiente por proporcionarme todos los medios necesarios para la realización de este trabajo de investigación. Y sobre todo, gracias a Vicky y Jorge, por la ayuda, dedicación y paciencia que han tenido conmigo durante todo este tiempo para sacar adelante este Trabajo de Fin de Grado de la mejor forma.



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	6
2. OBJETIVO	8
3. MATERIALES Y MÉTODOS	8
3.1. DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO:	8
3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL	9
3.2.1 TOMA DE MUESTRAS.....	11
3.2.2 ANÁLISIS EN EL LABORATORIO	12
3.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	13
4. RESULTADOS	14
4.1 PARÁMETROS QUÍMICOS	14
4.1.1 MATERIA ORGÁNICA.....	14
4.1.2 FÓSFORO ASIMILABLE	15
4.1.3 NITRÓGENO KJELDHAL	16
4.2 PARÁMETROS FÍSICOS	17
4.2.1. CONTENIDO TOTAL DE AGREGADOS	17
4.2.2. ESTABILIDAD DE AGREGADOS	18
4.2.3. REPELENCIA AL AGUA.....	19
4.3. PROPIEDADES MICROBIOLÓGICAS	21
4.3.1. CARBONO DE LA BIOMASA MICROBIANA	21
4.3.2. RESPIRACIÓN EDÁFICA BASAL	22
4.3.3. COCIENTE METABÓLICO	23
4.3.4. ACTIVIDAD β -GLUCOSIDASA.....	24
4.3.5. ACTIVIDAD UREASA	25
4.3.6. ACTIVIDAD FOSFATASA.....	26
4.3.7. ACTIVIDAD DESHIDROGENASA	27
5. DISCUSIÓN	28
6. CONCLUSIONES	32
7. PROYECCIÓN FUTURA	32
8. BIBLIOGRAFÍA	33

RESPUESTA DEL SUELO TRAS UNA QUEMA PRESCRITA TEMPRANA (PRIMAVERA) EN EL SE DE LA
PENÍNSULA IBÉRICA

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son una parte integral e importante a nivel mundial de muchos ecosistemas, desempeñando un papel clave en su dinámica y la adaptación de algunas especies en respuesta al fuego (Pausas y Keeley, 2009). Son una de las principales perturbaciones en ecosistemas forestales, los cuales han sufrido una grave antropización, derivada en cambios en el régimen tradicional, haciéndolos más frecuentes e intensos que, a largo plazo, pueden llegar a causar graves repercusiones tanto económicas, sociales y ecológicas para las zonas afectadas.

Muchos ecosistemas son resilientes frente a este tipo de perturbaciones, de resistir a estas, adaptándose. Esto no indica que puedan soportar una alta recurrencia de incendios e intensidades excesivas, en este caso, estas condiciones podrían llevarlos a sufrir unos efectos irreversibles de los que no podrían recuperarse.

En el caso del territorio mediterráneo, los fuegos han formado parte de su historia y son responsables en gran medida del paisaje tanto natural como cultural desde hace mucho tiempo. También la desertización y desertificación son un binomio que han determinado el estado actual de los paisajes (Bermúdez, 2001). A pesar de ello, el problema reside en el riesgo de padecer incendios forestales de gran magnitud, debido al abandono de usos tradicionales como el cultivo, la falta de gestión forestal eficiente, o el aumento de la interfaz urbano-forestal, que ubica residencias adentradas en zonas boscosas con el consiguiente riesgo de incendios accidentales. Además, el cambio climático está favoreciendo unas condiciones para tener un mayor número de incendios y de mayor magnitud (Cerdà y Mataix-Solera, 2009), ya que lleva asociado a un aumento de temperaturas en un periodo estival seco (disminuyendo así la humedad de nuestros ecosistemas) y una mayor frecuencia de episodios de lluvias torrenciales que, en su conjunto se ven asociados a unas consecuencias plasmadas en cambios en la vegetación, aumento en el número de incendios, en la intensidad de éstos, la ocurrencia de incendios en lugares donde antes no eran frecuentes, y un aumento de procesos erosivos, entre otros.

Todos estos factores favorecen que, en la cuenca mediterránea, el número de incendios no esté correlacionado con las hectáreas quemadas (Figura 1). Por lo que en las últimas décadas hemos visto una disminución en el número de incendios, debido en parte a las mejoras destinadas en la prevención que, a su vez, hacen que los posibles nuevos siniestros que puedan ocurrir lo hagan de

manera más intensa, con más probabilidad de que ocurra un Gran Incendio Forestal (GIF >500 hectáreas quemadas), por la acumulación de combustible. Y es de esta forma, por la aparición de estos GIFs imposibles de controlar, denominados incendios de 6ª generación, la razón por la que se rompen todas las tendencias estadísticas que serían esperables por el comportamiento tradicional.

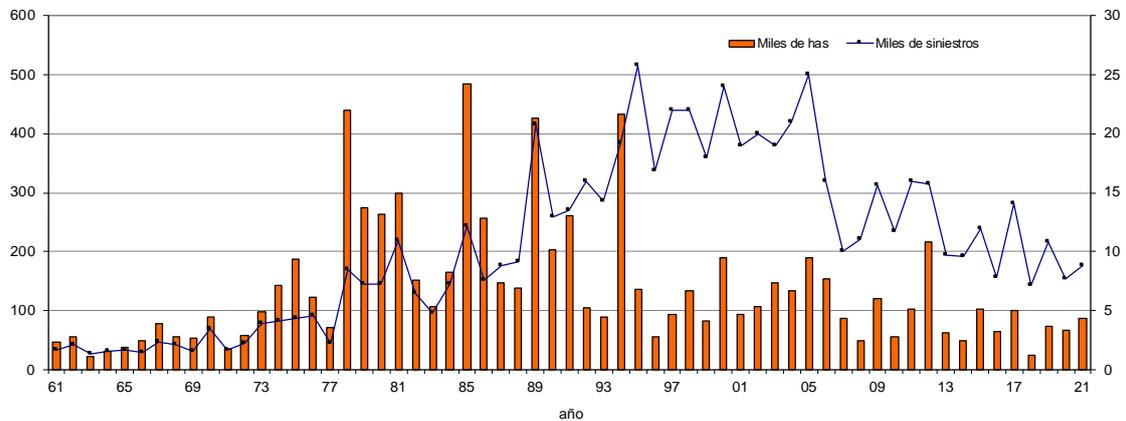


Figura 1. Número de incendios y superficie quemada entre 1961 y 2021 en España (Fuente: elaboración propia a partir de datos del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico).

Entre las herramientas de gestión de incendios forestales existentes, tanto para gestionar el combustible acumulado en nuestros montes por el abandono, como para evitar o, reducir la probabilidad de incendios de grandes dimensiones (Lloret, 2003), que puedan suponer un peligro potencial tanto económico, social como ecosistémico, están las quemas prescritas.

La quema prescrita es una herramienta de utilidad en el control de la bio- y necromasa vegetal que constituye el combustible de los incendios forestales de verano (Vega et al., 2000). Con ellas se busca un fin concreto bajo una predicción del comportamiento del fuego (Semarnat, 2009; Rodríguez-Trejo, 2015). En general, una quema de este tipo, además de desarrollarse bajo condiciones controladas, requiere de una pre-caracterización del área a quemar, del método y la técnica de quema que se utilizará, de los factores climáticos, y meteorológicos en el momento de aplicar la quema denominado "ventana", de la topografía y de los combustibles en el sitio para que con la quema se alcancen los objetivos planteados en el plan de quemas (Ramos, 2010). Con ello se consigue directamente una reducción del combustible disponible que a su vez interrumpe la continuidad y homogeneidad del paisaje, muy favorable para los incendios intensos, logrando crear un mosaico de diversidad dentro de zonas muy homogéneas, monótonas, coetáneas y poco acogedoras como alimento y hábitat animal (Vega et al., 2000).

A pesar de ser una herramienta de gestión forestal que cada año se va extendiendo su uso, ni tanto a nivel europeo como nacional existen muchos estudios sobre el impacto de estas quemas prescritas, y su recurrencia, en las propiedades de los suelos. Teniendo en cuenta que los suelos son de naturaleza diversa y responden de una manera diferente al impacto del fuego (Mataix-Solera et al., 2008), son necesarios más estudios de este tipo para comprobar sus efectos, y de esta manera poder coordinar y asesorar en la gestión forestal.

2. OBJETIVO

El objetivo de este estudio es evaluar la respuesta del suelo tras una quema prescrita en el SE de la Península Ibérica mediada por el análisis de las propiedades físico-químicas y biológicas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO

La zona a estudio se encuentra en una zona perteneciente a los municipios de Ayna y Molinicos, provincia de Albacete, España y cuyas coordenadas UTM son (38° 53' 79,85 N); (2° 10' 47,73 W). Dicha área se encuentra a una altitud de 781 metros sobre el nivel del mar y cuenta con una extensión de 5,4 ha.

El clima característico es conocido como el Csa, mediterráneo típico según (Köppen-Geifer, 1936). Dicha localidad presenta una temperatura media anual de 14,1 °C y una precipitación aproximada de 406 mm anuales (AEMET, 2022) datos recopilados del periodo 2001-2021, cuya mayor precipitación se concentra en el mes de abril (54 mm), y el mes más seco es agosto (9 mm).

El área está situada en el ramal Beti-Ibérico del arco estructural Cazorla Alcaraz-Hellín y se caracteriza por el predominio de pliegues volcados de formaciones calcáreas. En el entorno de las localidades de Ayna y Molinicos se sitúan varios elementos de interés geológico y geomorfológico.

Los suelos de la zona de estudio están clasificados como Cambisoles (IUSS Working Group, 2015) según el estudio de Ortiz-Solorio (2014). El suelo se caracteriza por tener una textura franco-arcillosa con unos datos de un 35, 38 y 27 % de arena, limo y arcilla respectivamente, cuenta con un alto contenido en materia orgánica $9,2 \pm 1,9$ %, un pH básico $8,1 \pm 0,1$ y una conductividad eléctrica de 370 ± 4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valores típicos de suelos forestales mediterráneos.

A nivel biogeográfico, lo conforma la zona jumillano-socovense. La vegetación de la zona es esencialmente mesomediterránea con predominio de una vegetación rastrera, matorrales, donde se puede observar, ya sea como vegetación principal o secundaria el *Pinus halepensis*. Algunas de las especies claves son *Macrochloa tenacissima* junto con *Salvia rosmarinus*, *Cistus clusii*, y *Anthyllis onobrychioides* -*Thymetum funkii* (Valdés y Herranz, 1989).

3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

Para llevar a cabo este estudio se realizó una quema prescrita, en el área determinada de una extensión aproximada de 5,4 ha, siendo un punto estratégico de prevención de incendios realizando una discontinuidad en el paisaje y vegetación para reducir la extensión y propagación ante un incendio, compuesta por un modelo de combustible 5 de acuerdo con los modelos de Rothermel (1972) y Albini (1976) (Figura 2).



Figura 2. Aspecto del paisaje de la zona de estudio antes de realizar la quema indicando su orientación, Ayna (Albacete).

En el área de estudio se distribuyeron seis parcelas cuadradas de 30x30m, en las cuales, tres de ellas se realizaron quemas prescritas (Quemadas), y otras tres no quemadas que fueron tomadas como referencia sin tratamiento (Control). La quema prescrita se inició en la zona de estudio a las 13:30 horas el 5 de mayo de 2021 (Figura 3), con las siguientes condiciones meteorológicas:

- Temperatura (T^º): 24^ºC.
- Humedad relativa (HR): 37%.
- Viento (V): 3 km/h SE.



Figura 3. Área a estudio sometida a la quema a su inicio.

En la realización de la quema prescrita se monitorearon las temperaturas distribuyendo 18 termopares, 6 por parcela tratada, a diferentes alturas: -2 cm, a 0 cm de suelo mineral, sobre la superficie de la hojarasca y a 30 cm sobre la superficie del suelo con el fin de caracterizar la intensidad de la quema. Las temperaturas medias y máximas registradas a -2 cm de profundidad fueron de $8,8 \pm 0,3$ °C y $20,2 \pm 3,3$ °C respectivamente. Sobre la superficie de suelo mineral (0 cm de profundidad) las T^a medias correspondientes fueron de $15,2 \pm 0,7$ °C y las máximas de $26,5 \pm 2,1$ °C. En los registros tomados sobre la superficie de la hojarasca, las T^a medias fueron de $39 \pm 1,2$ °C y las máximas registradas fueron de $598,1 \pm 48,4$ °C. Ya finalmente se registraron las temperaturas medias y máximas a 30 cm sobre la superficie del suelo siendo $28,6 \pm 0,9$ °C T^a media y $149 \pm 27,5$ °C, respectivamente. En cuanto a los tiempos de residencia no superaron los 30 minutos en general, más concretamente a -2 cm y a 0 cm no llegaron a segundos y a 30 cm sobre el suelo también, donde más tiempo de residencia se encontró fue debida a la combustión de la hojarasca. Por los registros tomados podemos concluir que con dichas temperaturas y los bajos tiempos de residencia de éstas en el suelo, se logró realizar una quema de baja intensidad, donde el calor apenas se transmitió en los primeros centímetros de suelo mineral. El paisaje resultante se observa en la figura 4.



Figura 4. Aspecto de la zona de estudio después de realizar la quema prescrita.

3.2.1 TOMA DE MUESTRAS

La toma de muestras se realizó el 29 de abril del 2021, una semana previa a la quema, y el 12 de mayo del 2021, una semana después de la quema. Dentro de cada parcela de 30x30m se recolectaron muestras cuyos puntos de muestreo fueron al azar para el análisis de las diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Las muestras se recogieron en un área delimitada de 2x2 m, y ubicadas a una distancia mínima de 10 m para evitar la pseudorreplicación. Cada muestra se recolectó de un área de 15x15cm y a 3 cm de profundidad, eliminando hojarasca, piedras o cualquier elemento de la superficie edáfica, con una cantidad superior a 450g de suelo por muestra. También se ha de destacar que cada muestra estuvo compuesta por 6 submuestras para tener una muestra representativa y homogénea. En total para el análisis de laboratorio contamos con 9 muestras compuestas quemadas y 26 no quemadas (controles), las 18 de antes de la quema más las 9 de las parcelas tomadas la semana después.

3.2.2 ANÁLISIS EN EL LABORATORIO

Para el estudio de los efectos de la quema prescrita en el suelo se estudiaron los siguientes parámetros químicos: el **contenido de materia orgánica** (MO) que fue determinado mediante la oxidación con dicromato potásico y posterior valorización con sulfato ferroso amónico (Walkley y Black, 1934); la cantidad de **fósforo asimilable** (P), es decir el fósforo inorgánico presente en las muestras fue determinado mediante el método de disolución extractora de Burriel-Hernando (Díez, 1982) y a continuación se toman las medidas con el espectrofotómetro UV; para la determinación del **nitrógeno** (tanto orgánico como amoniacal) se utilizó el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982), basado en una digestión, destilación y posterior valoración ácido-base. También se estudiaron varios parámetros físicos: la agregación, con dos datos, el **contenido total de agregados** (% de muestra que está formando agregados) y la estabilidad de los agregados a la ruptura (EA), ambos determinados utilizando el método del simulador de lluvia de Roldán et al. (1994) basado en Benito et al. (1986), donde se valora el efecto de la energía destructiva del agua en forma de lluvia (García-Orenes, 1992), por lo que este método analiza la proporción de agregados que permanecen estables después de someter la muestra de suelo (tamizada entre 4-0,25 mm) a una lluvia artificial de energía conocida (270 J m⁻²). Por otro lado, también se midió la hidrofobicidad o **repelencia al agua** (WR; del inglés *Water Repellency*); esta fue determinada midiendo el tiempo de penetración de la gota de agua en el suelo (WDPT) (Wessel et al., 1988). Se utilizaron aproximadamente 10 g de suelo tamizados a (<2 mm) en un disco de plástico cuyo diámetro es 50 mm, y se deja durante 24 horas en el laboratorio con una atmósfera controlada (20°C y 50% de humedad relativa) para establecer las mismas condiciones en todas las muestras (Doerr et al., 2002). Para cada muestra se realizó un promedio de entre cuatro gotas y el valor resultante es el WDPT de la muestra, que se clasificó de acuerdo con Bisdom et al. (1993): Sin repelencia o hidrofílico (WDPT < 5 segundos), ligeramente repelente al agua (WDPT: 6 – 60 segundos), fuertemente repelente al agua (WDPT: 60 – 600 segundos), severamente repelente al agua (WDPT: 600 – 3600 segundos) y extremadamente repelente al agua (WDPT > 3600 segundos).

Además, estudiamos los siguientes parámetros microbiológicos: el **carbono de la biomasa microbiana** (CBM) que se determinó con el método de fumigación-extracción con cloroformo de Jenkinson y Powlson (1976) adaptado de Vance et al. (1987) donde se realiza una extracción con sulfato potásico para poder proceder con la oxidación del carbono soluble con dicromato potásico en medio ácido que, en último lugar se mide con ayuda del espectrofotómetro de UV; también la **respiración edáfica basal** (REB) que fue medida con trampas de sosa según el método especificado por Stotzky (1965), y las siguientes actividades enzimáticas: **β-glucosidasa** (β-Glu) con el método de Tabatabai (1982) que basa en la determinación colorimétrica del p-nitrofenol (PNF) obtenido por la acción de la

β -glucosidasa después de incubar el suelo con el sustrato β -D-glucopiranosido en medio tamponado a pH 6,5, dicha incubación se lleva a cabo a 37 °C durante 1 hora, y finalmente, el p-nitrofenol liberado se determina después de la adición de cloruro de calcio y tampón THAM pH 12; la **ureasa** se determinó por el método de Nannipieri (1980) que se basa en la determinación del amonio liberado después de la incubación del suelo con una disolución de urea a 37 °C durante 120 minutos; la **fosfatasa** (PHP) fue estudiada por el método de Tabatabai y Bremer (1963) donde se mide mediante la adición a la muestra de un sustrato artificial (p-nitrofenil-fosfato) y posterior evaluación colorimétrica del p-nitrofenol liberado que, en medio básico, desarrolla un color amarillo y finalmente; la enzima **deshidrogenasa** fue cuantificada por el método descrito por Casida et al. (1964) que se basa en el uso de sales solubles de tetrazolio como aceptores artificiales de electrones, este receptor final de electrones se reduce por la acción de las enzimas deshidrogenasas formando un precipitado insoluble en agua, rojo y soluble en solventes orgánicos que se mide colorimétricamente.

3.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para comparar el efecto del tratamiento quema prescrita (Control vs Quemados) se ha realizado el test t-Student para muestras independientes para cada una de las propiedades analizadas. Se han comparado los resultados de todas las muestras no quemadas (controles) con las quemadas (muestreadas una semana después de la quema). Todo el análisis estadístico se realizó con el programa SPSS versión 24.0 (IBM SPSS statistics 2016).

4. RESULTADOS

Los resultados que se muestran a continuación son los correspondientes a los análisis, químicos, físicos y biológicos de las muestras de suelo a estudio.

4.1 PARÁMETROS QUÍMICOS

4.1.1 MATERIA ORGÁNICA

En la figura 5 se muestran los valores del contenido en materia orgánica de las muestras procedentes del suelo sometido a la quema comparando con las no quemadas o controles. Los resultados muestran que el contenido de MO en los 3 primeros cm de suelo mineral es alto, aunque dentro de la normalidad para suelos forestales de zonas mediterráneas (Zornoza et al., 2007). Nuestros resultados muestran que hay un ligero aumento de MO en el suelo quemado que es estadísticamente significativo ($P < 0,005$).

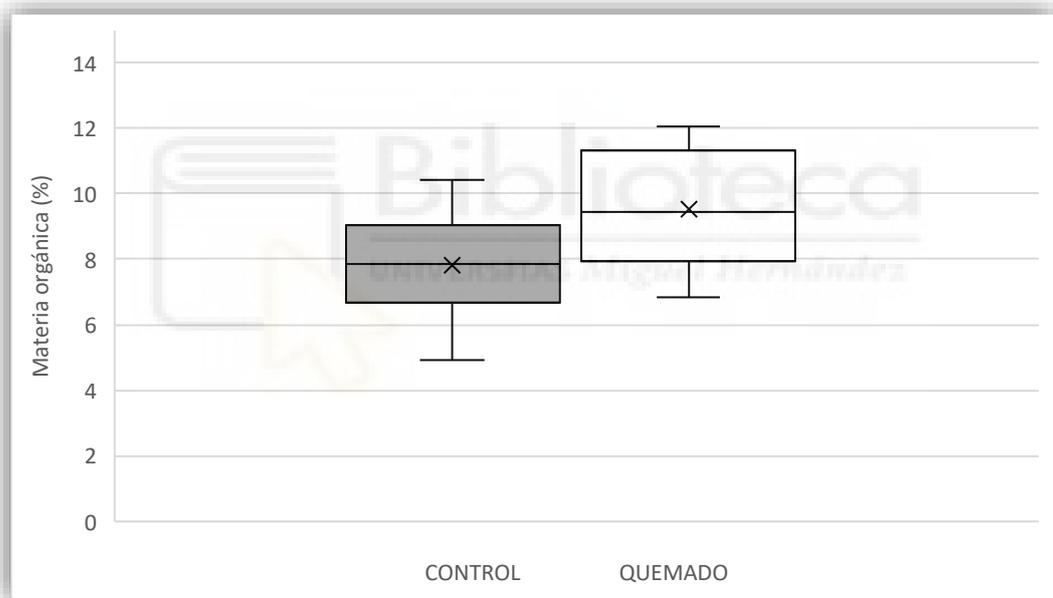


Figura 5. Contenido de materia orgánica (MO) en suelos en las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo)

4.1.2 FÓSFORO ASIMILABLE

En la figura 6 mostramos los valores del contenido en fósforo asimilable de las muestras procedentes del suelo sometido a la quema comparando con las no quemadas o controles. Los resultados muestran que una semana tras la quema, no hay diferencias significativas entre controles y quemados.

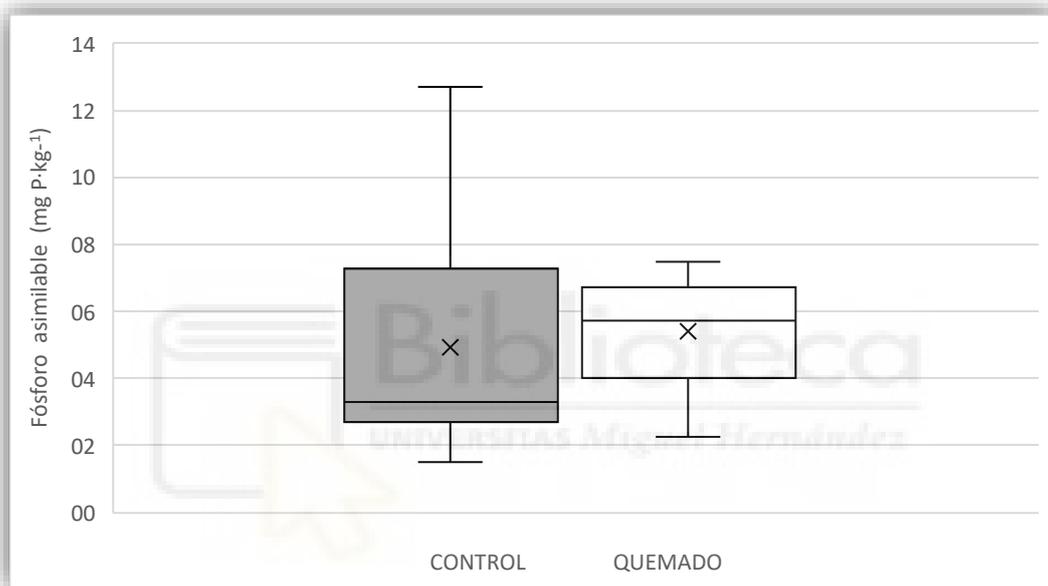


Figura 6. Contenido de fósforo asimilable (P) en suelos en las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo)

4.1.3 NITRÓGENO KJELDHAL

En cuanto al contenido en nitrógeno (figura 7), expresado en % en las muestras tanto quemadas como controles, los resultados muestran que al igual que con la MO, las muestras quemadas muestran un ligero aumento estadísticamente significativo ($P < 0,05$).

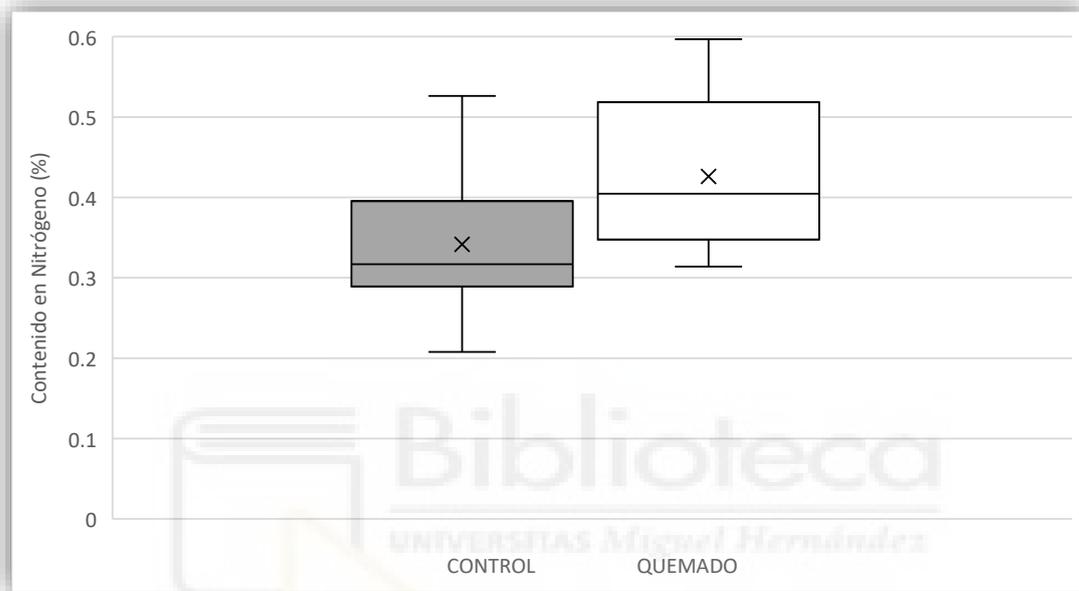


Figura 7. Contenido de nitrógeno (N) en suelos en las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.2 PARÁMETROS FÍSICOS

4.2.1. CONTENIDO TOTAL DE AGREGADOS

En la figura 8 se expresan los valores del contenido total de agregados procedentes de las muestras de suelo sometido a la quema comparando con las de suelo control. Los resultados muestran un suelo bien estructurado con una alta proporción de suelo formando agregados, entorno al 80-85% de muestra y no se observan diferencias estadísticamente significativas como resultado inmediato del paso del fuego en la quema prescrita.

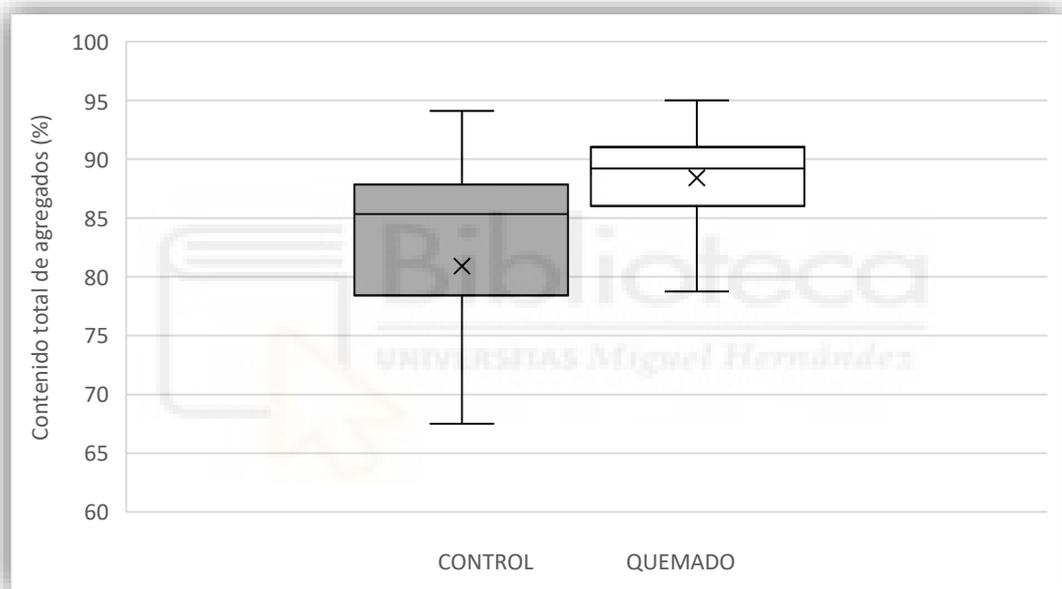


Figura 8. Contenido total de agregados en suelos en las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.2.2. ESTABILIDAD DE AGREGADOS

Respecto a la estabilidad de los agregados, es decir su resistencia física a la ruptura, los resultados (figura 9) muestran que tampoco hay diferencias significativas como consecuencia de la quema, y se observa en general un suelo muy bien estructurado con valores de EA cercanos o superando el 90%.

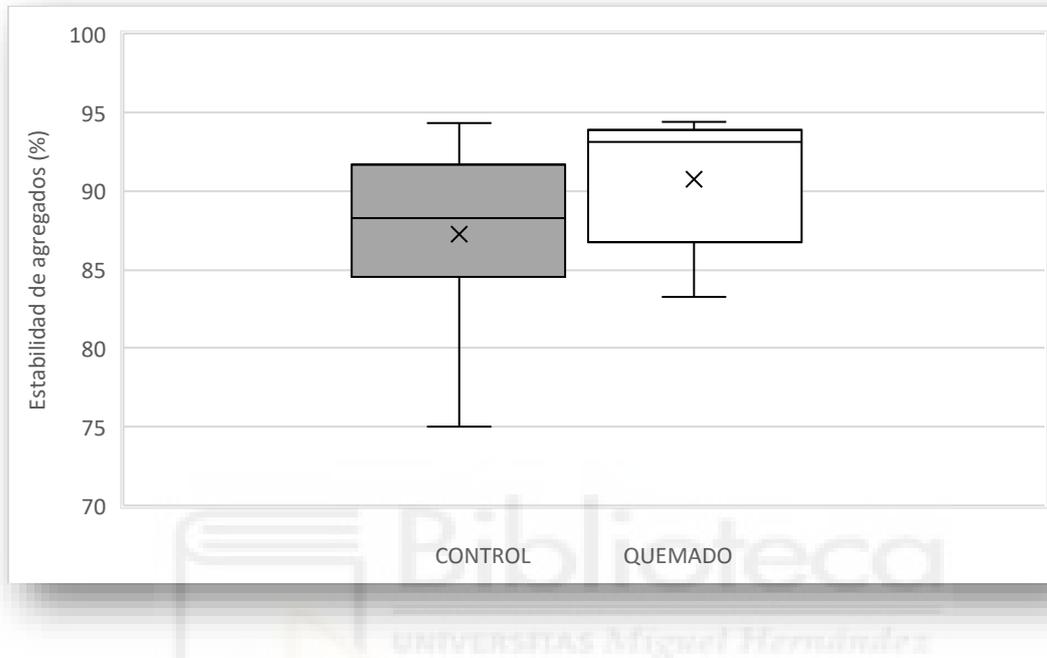


Figura 9. Estabilidad de agregados (EA), en suelos en las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.2.3. REPELENCIA AL AGUA

En la figura 10 se expresan los valores de repelencia al agua que presentaban tanto las muestras control como las sometidas a la quema. Aunque no se observan diferencias significativas entre quemadas y controles en los valores medios, sí que se observa que hay una mayor variabilidad en los datos de las muestras de suelo de las parcelas control, siendo algunas de ellas, aunque pocas, hidrofílicas.

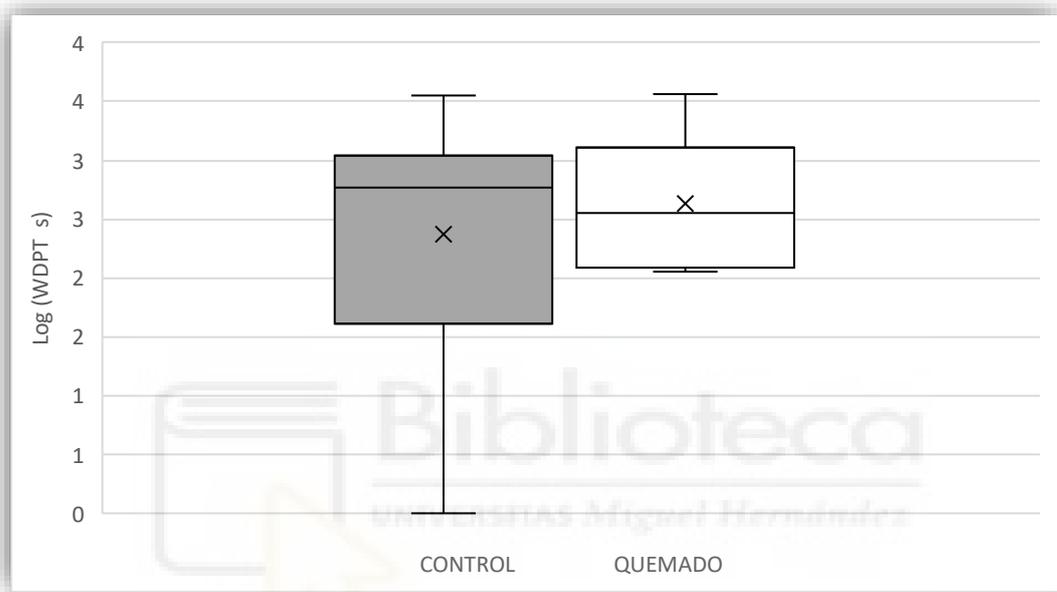


Figura 10. Valores de repelencia al agua (WR) en suelos de parcelas quemadas y de controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

En la figura 11 se muestra la distribución de muestras por clase de repelencia. Se puede observar una gran variabilidad, típica de esta propiedad, aunque sorprenden los valores tan altos para suelos calcáreos Mediterráneos (Mataix-Solera y Doerr, 2004). Los resultados muestran que estos suelos presentan de manera natural una elevada repelencia al agua, con un 88% de las muestras controles y un 100% de las quemadas siendo repelentes al agua respectivamente, y con valores promedios entre los 800-900 s en el test del WDPT, lo que los clasifica como severamente repelentes al agua.

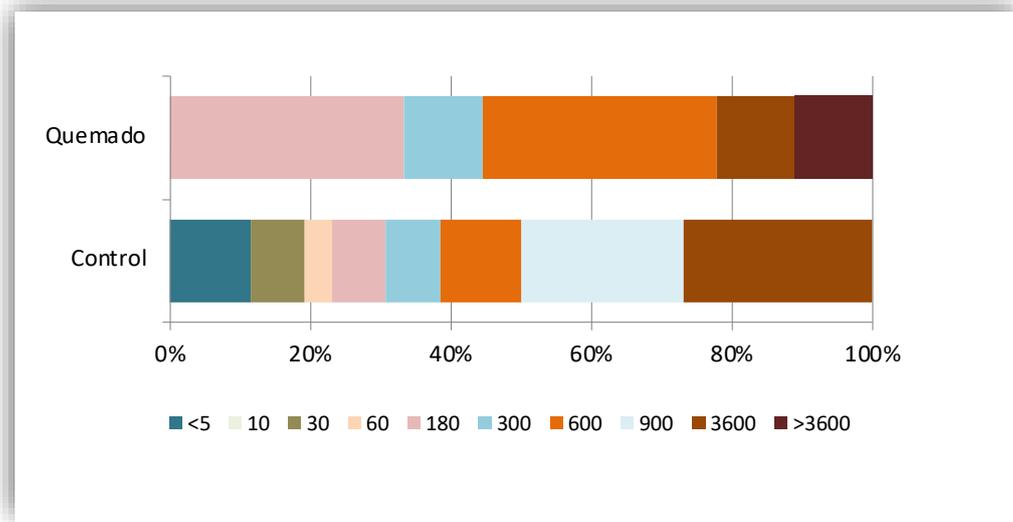


Figura 11. Distribución de la repelencia al agua (WDPT en segundos) de las muestras de suelo controles y quemados. Valores en % de cada clase de repelencia (<5 s hidrofílicas, > 5 s hidrofóbicas).



4.3. PROPIEDADES MICROBIOLÓGICAS

Son propiedades que nos aportan información sobre la fracción de la MO viva del suelo, y algunos parámetros representan procesos fisiológicos importantes de los microorganismos del suelo (Gajda y Martyniuk 2005).

4.3.1. CARBONO DE LA BIOMASA MICROBIANA

En la figura 12 se expresan los valores del carbono de la biomasa procedentes de las muestras de suelo sometido a la quema comparando con las de suelo control. Los resultados muestran que no hay diferencias significativas entre parcelas quemadas y controles. Por tanto, no observamos un efecto directo de la quema en el CBM del suelo.

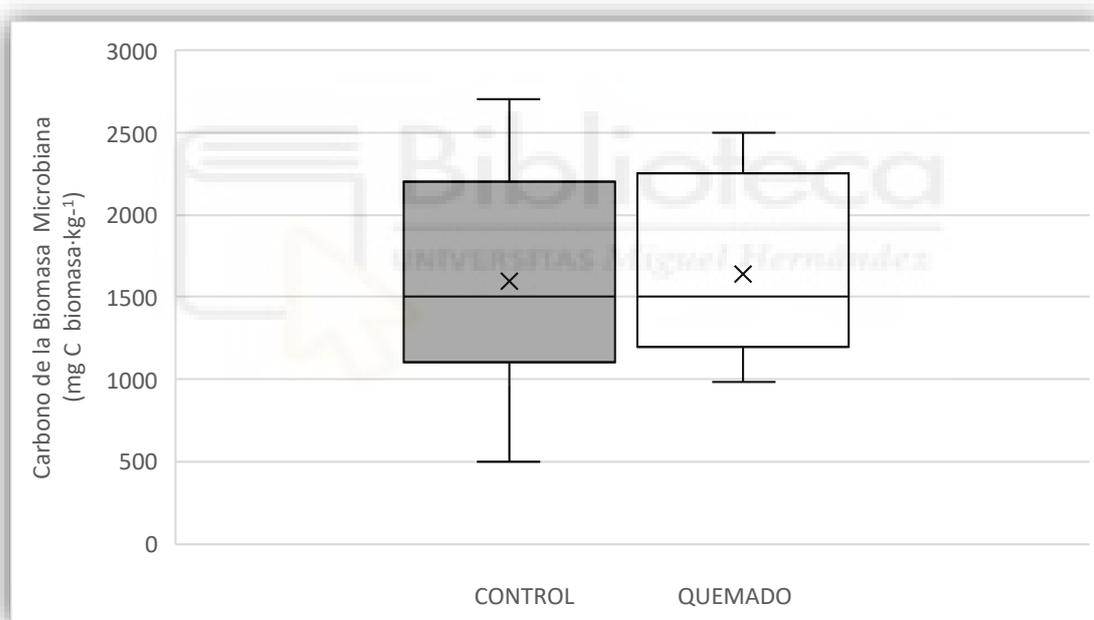


Figura 12. Carbono de la biomasa microbiana (CBM) en suelos de parcelas quemadas y de controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.2. RESPIRACIÓN EDÁFICA BASAL

Los resultados de la respiración edáfica basal, parámetro relacionado la actividad microbiana se muestran en la figura 13. En este caso, a diferencia del CBM, los resultados muestran un cierto aumento de la actividad en las parcelas quemadas siendo este estadísticamente significativo ($P < 0,05$) con respecto a las parcelas control.

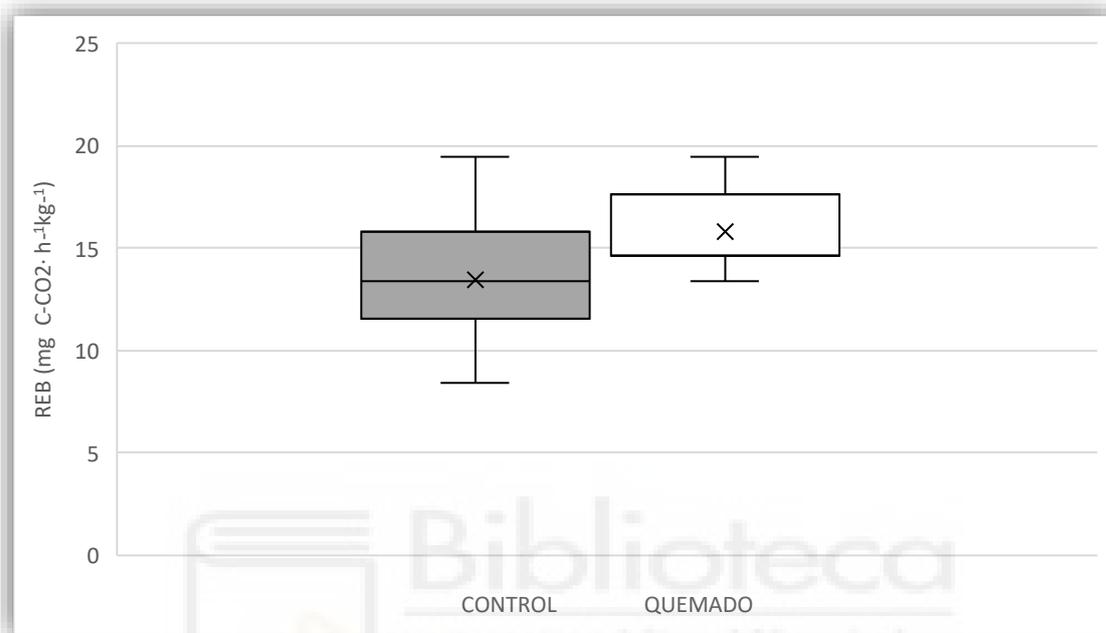


Figura 13. Respiración edáfica basal (REB) en suelos de las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.3. COCIENTE METABÓLICO

En la figura 14 se muestran los valores del qCO_2 , que es un indicador que se calcula a partir de la respiración edáfica basal y el carbono de la biomasa microbiana. Es una medida de la eficiencia en el uso del carbono por los microorganismos. Valores bajos de este parámetro indican un uso más eficiente del recurso. Los resultados muestran que no hay diferencias significativas entre ambos.

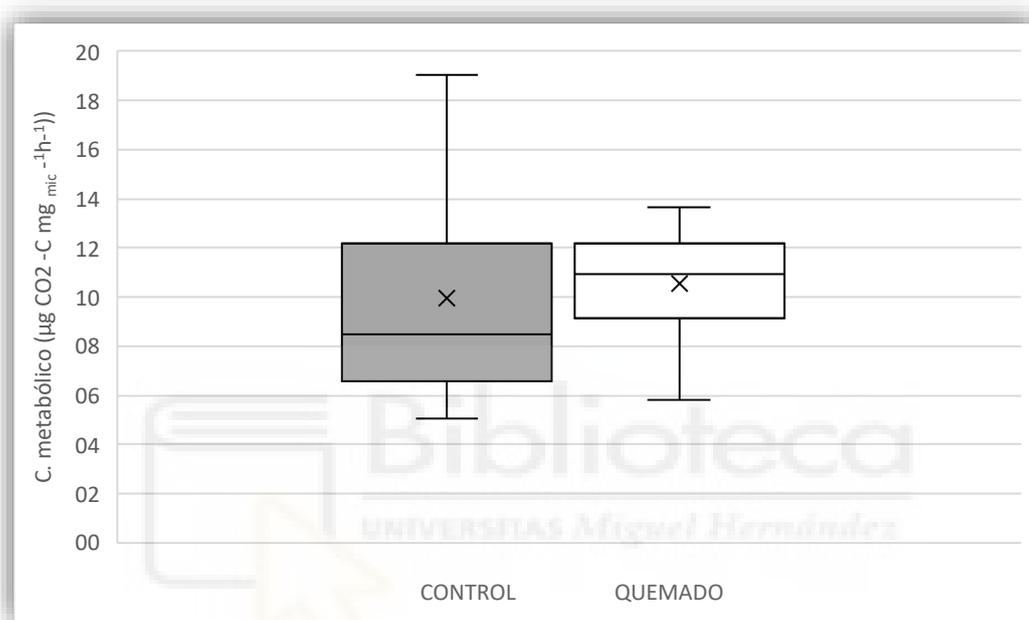


Figura 14. Cociente metabólico o qCO_2 en los suelos de las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.4. ACTIVIDAD β -GLUCOSIDASA

En cuanto al estudio de la enzima β -glucosidasa (figura 15), los resultados muestran un ligero aumento en los valores medios de las muestras quemadas, aunque sin diferencias estadísticamente significativas.

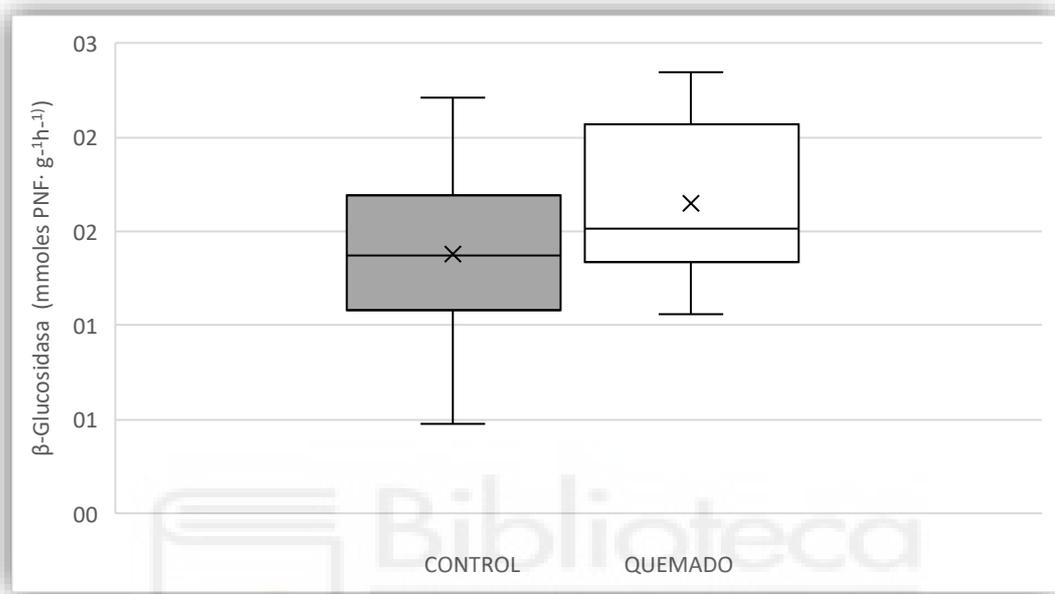


Figura 15. Actividad de la enzima β -glucosidasa en suelos de las parcelas quemadas y controles. (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.5. ACTIVIDAD UREASA

En la figura 16 están representados los valores de la enzima ureasa en las distintas muestras a estudio, comparando quemadas con los controles. Los resultados muestran que aun con la misma tendencia que la β -glucosidasa a un incremento de la actividad, no hay diferencias significativas entre ambos. Por tanto, tampoco observamos un efecto directo de la quema en esta actividad enzimática.

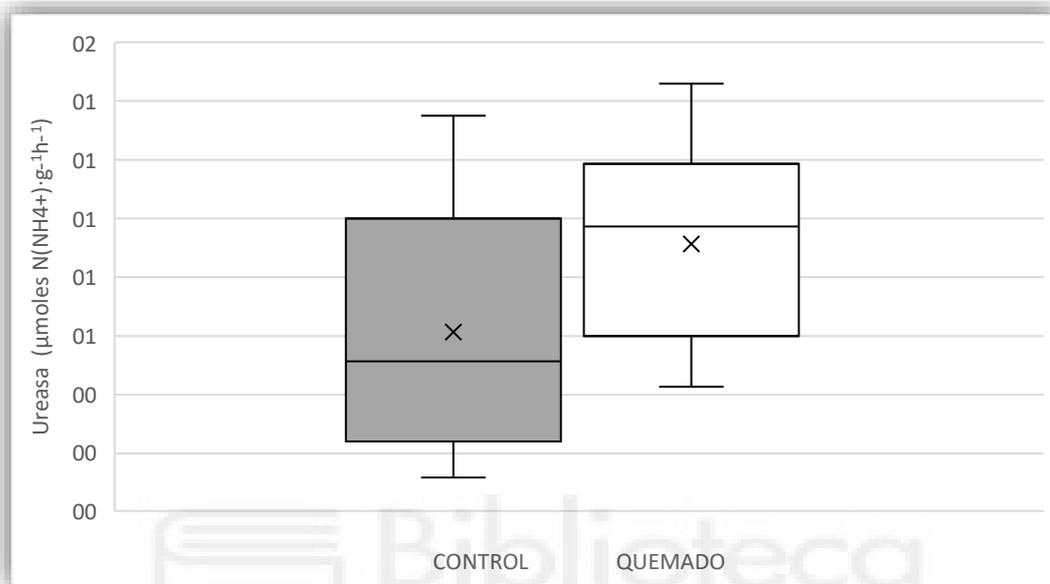


Figura 16. Actividad de la enzima ureasa en suelos de las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.6. ACTIVIDAD FOSFATASA

Relacionado con el ciclo del fósforo en el suelo se encuentra la actividad fosfatasa, cuyos resultados tanto en las muestras procedentes de la quema como de las no quemadas o controles se muestran en la figura 17 y expresan que, aunque el valor medio es algo mayor en el quemado, tampoco hay diferencias significativas entre ambos.

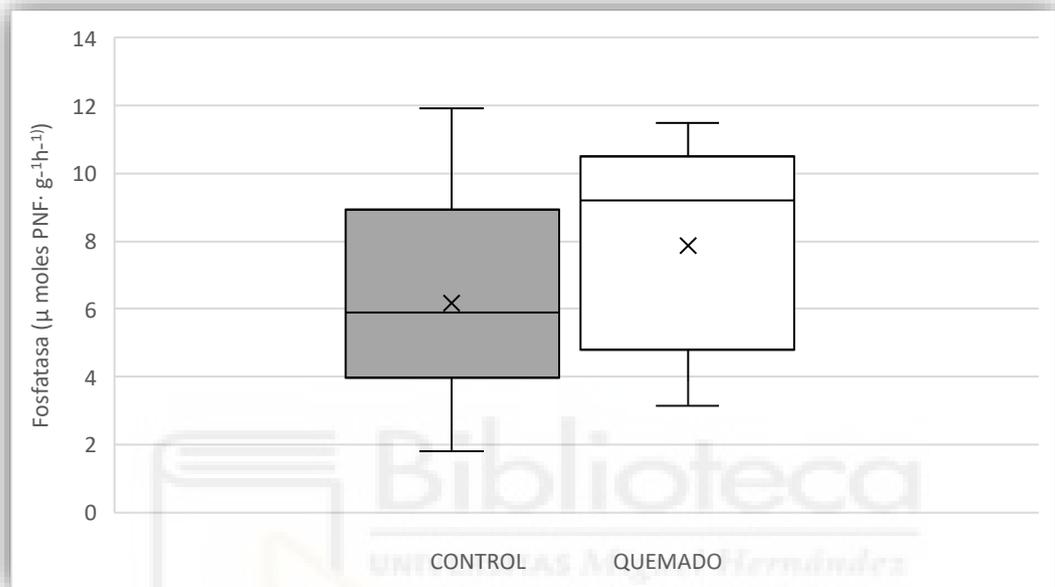


Figura 17. Actividad de la actividad fosfatasa en suelos de las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

4.3.7. ACTIVIDAD DESHIDROGENASA

Al igual que en la mayoría de las actividades enzimáticas, la deshidrogenasa (figura 18) muestra que no hay diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos.

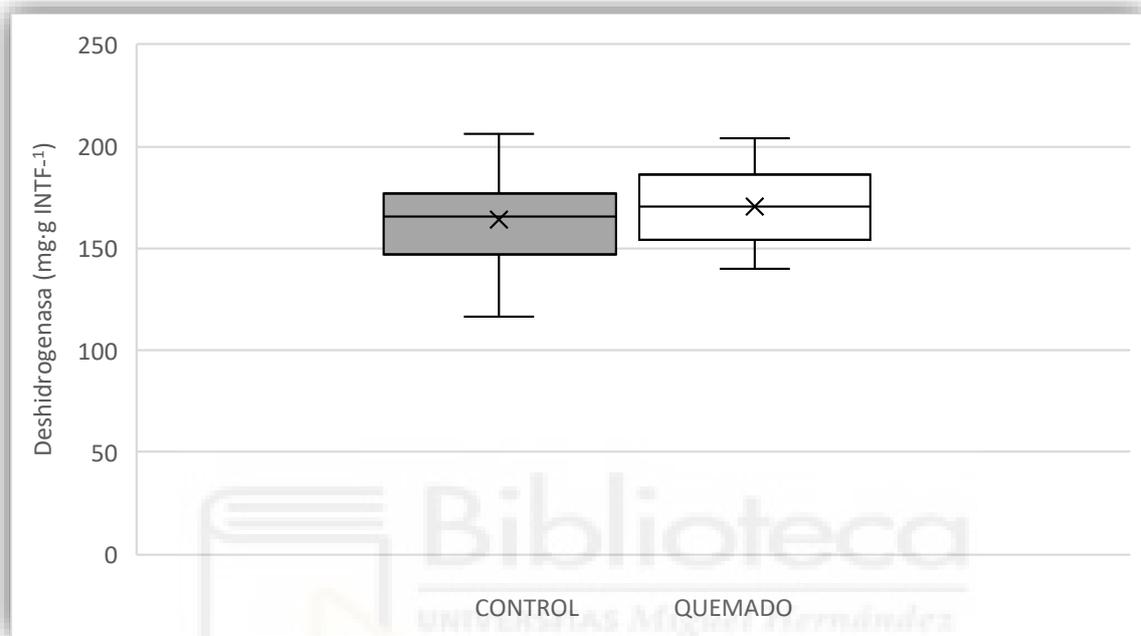


Figura 18. Actividad de la enzima deshidrogenasa en suelos de las parcelas quemadas y controles (en cada gráfico se muestra valor medio, mediana, cuartiles, y valores mínimo y máximo).

5. DISCUSIÓN

Con los resultados obtenidos de los análisis realizados, se puede observar como de manera general, y para la mayoría de los parámetros, no hay cambios significativos entre las muestras control y las sometidas a la quema analizadas una semana tras la realización del tratamiento. Dado que las temperaturas registradas en el suelo mineral fueron bajas, y por tanto un fuego de baja intensidad, los resultados son lógicos y esperables, muy diferentes a lo observado en incendios forestales (Alcañiz et al., 2017).

De los resultados de los análisis de los parámetros químicos estudiados, hemos observado ligeras variaciones en los valores por la aplicación de este tipo de herramienta de manejo de combustible, quemas controladas, como es el caso del contenido en MO. En nuestro caso se observa un aumento en el contenido de MO tras la quema, lo cual es explicable cuando tenemos fuegos de baja intensidad que provocan un aporte de material vegetal parcialmente pirolizado (Mataix-Solera et al., 2002). Diversos estudios muestran como el efecto de las quemas en el contenido total de materia orgánica en el suelo puede ser muy variable y esto depende principalmente de varios factores entre los que se incluyen el tipo de incendio, su intensidad y severidad, el tipo de ecosistema afectado y la topografía del terreno, por lo que los efectos pueden ir desde la combustión casi total de la materia orgánica hasta aumentos que llegan incluso al 30% en el horizonte superficial (Alcañiz, 2017). En nuestro estudio se observa un ligero aumento significativo debido a que el consumo sustancial de materia orgánica comienza en el rango de temperatura de 200 a 250°C y se completa alrededor de los 460°C (Giovannini et al., 1998) y en nuestro caso la quema prescrita apenas aumentó la temperatura, entre 8 y 20°C en los primeros centímetros de suelo mineral, pero sí pudo aportar restos orgánicos de la vegetación parcialmente quemada. Seguidamente en cuanto al análisis del fósforo inorgánico en el suelo no se han apreciado cambios significativos. Hay autores que han encontrado incrementos que lo explican fruto de la mineralización del fósforo orgánico por efecto del calor (Romanyà, 1994), o por aportes de P inorgánico desde las cenizas fruto de la combustión de la vegetación (Mataix-Solera et al., 2002). En nuestro caso no hemos encontrado cambios, pero la explicación puede ser debida a la baja intensidad del fuego y a que en plazo de una semana es posible que todavía no detectemos incorporación de P asimilable desde las cenizas al suelo. El último parámetro químico estudiado ha sido el Nitrógeno, parámetro importante al igual que la MO, ya que limita la productividad primaria en los suelos naturales (Christensen, 1977 y Fenn et al., 1998). En este caso al igual que con la MO, se han observado ligeros aumentos significativos por el tratamiento. Se sabe que el fuego puede provocar una pérdida de N del suelo como resultado de la volatilización cuando la temperatura supera los 200°C (DeBano et al., 1979; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Pero al igual que en nuestro estudio, las temperaturas alcanzadas en fuegos prescritos no suelen provocar un aumento significativo de la

temperatura en los primeros cm de suelo mineral (Alexis et al., 2007), y sin embargo debido al aporte de MO y en correlación con estos resultados encontramos un aumento.

En la parte de los análisis de parámetros físicos, tanto para el análisis de agregación como en la repelencia al agua no se han visto cambios significativos entre los controles y quemados. Estos dos parámetros físicos han sido propuestos por Mataix-Solera et al. (2021) como dos indicadores valiosos para estimar la vulnerabilidad a la erosión en suelos quemados. Tanto para el caso del contenido total así como de la estabilidad de agregados se puede observar un ligero aumento no significativo, por lo que no podemos afirmar que hay cambios, característica esperable para quemas de baja-media intensidad como es el caso, no como en el de estudios en de quemas de alta intensidad como en una realizada en una zona de brezales en ambiente mediterráneo donde sí se pudo observar una disminución significativa en la estabilidad de agregados en el suelo relacionada por la pérdida de materia orgánica debida a las altas temperaturas registradas (Granged et al., 2011), ya que la materia orgánica actúa como agente cementante en la estructura del suelo. Y en el caso de la repelencia al agua del suelo, cabe destacar que estos suelos muestran una repelencia al agua ya de manera natural muy elevada, y que no se ha modificado sustancialmente por efecto de la quema, que habría sido lo esperable si hubiéramos tenido una quema más intensa ya que el fuego puede modificar la repelencia al agua en suelos, tanto apareciendo, intensificándose o reduciéndose (Mataix-Solera et al., 2011), dependiendo principalmente de las temperaturas que se registren. En el caso de suelos sometidos a incendios (calentamientos) la repelencia se intensifica cuando se alcanzan temperaturas entre 175 y 270°C, pero se destruye a temperaturas por encima de 270 hasta 400°C (Doerr et al., 2000). Este efecto parece ser más acusado cuando los suelos tienen textura arenosa (DeBano et al., 1970, 1976) debido a su menor superficie específica (menor superficie para cubrir por material hidrofóbico), pero no es nuestro caso. Es sorprendente que sean tan repelentes al agua si comparamos con otros estudios, ya que esta propiedad es fácil que se presente cuando hay altos contenidos de materia orgánica y texturas arenosas, ya que la superficie específica es baja y con poca cantidad de compuestos orgánicos hidrofóbicos ya queda la superficie mineral cubierta, pero estos suelos tienen una textura franco-arcillosa, con altos contenidos de arcilla y por tanto su superficie específica es muy alta. Una posible explicación es que son suelos muy bien agregados y estables, y por tanto, aun teniendo alto contenido de arcilla, está formando agregados y reduciendo la superficie necesaria a cubrir (parte externa del agregado) por compuestos hidrofóbicos que hacen el suelo repelente al agua.

Los niveles altos de repelencia al agua podrían provocar elevadas tasas de escorrentía y erosión, ya que el hecho de retardar la velocidad de entrada del agua al suelo en un terreno cuya superficie tenga algún gradiente de pendiente, puede llevar a que la tasa de aporte de agua sobrepase

su tasa de infiltración y a que se genere un excedente de humedad que empezará a fluir por encima de la superficie del suelo (Jaramillo, 2006).

Seguidamente, en los resultados de las propiedades microbiológicas estudiadas, al igual que en los anteriores parámetros, en general no se han encontrado grandes diferencias significativas por efecto de la quema, solo en la respiración edáfica basal con un ligero aumento. Como bien es sabido el fuego puede afectar a las comunidades biológicas del suelo directamente (matando o dañando organismos) o indirectamente (por influencias a medio-largo plazo, como la sucesión de plantas, transformaciones de la materia orgánica del suelo) (Borchers y Perry, 1990; Certini, 2005). Y sus efectos dependen principalmente de las características del propio fuego (intensidad, tiempo de residencia y severidad), carga de combustible, microtopografía y humedad del suelo (Bellido, 1987). Respecto al Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM), no se han encontrado diferencias significativas entre los suelos control y los quemados. A pesar de que los microorganismos existentes en el suelo son los más sensibles a las temperaturas, éstas no han sido lo suficientemente altas como para haber causado un efecto inmediato en el CBM. En cuanto a la respiración edáfica basal (REB), se trata de una variable que mide la actividad de los microorganismos del suelo y que, por tanto, sirve como indicador de cambios en las comunidades de la microbiota (Rozas et al., 2011), y en este caso, como comentábamos sí que se han visto cambios significativos entre suelos control y quemados, con un aumento de la actividad en las parcelas quemadas. Parece que el calentamiento ha sido tan leve, que el efecto es simplemente un ligero aumento de la actividad microbiana, también mostrada, aunque sin cambios significativos, pero sí como tendencia en la mayoría de las actividades enzimáticas. Otro indicador estudiado, es el cociente metabólico o qCO_2 que muestra la eficiencia de la biomasa microbiana en la utilización de las fuentes de carbono y que se obtiene de la relación entre la REB y el CBM. En este parámetro no se observan cambios significativos entre las muestras quemadas y controles, por lo que los microorganismos presentes en los suelos sometidos a la quema prescrita presentan una eficiencia similar en el uso del carbono.

Respecto a las actividades enzimáticas, la enzima β -glucosidasa, que es producida por muchos y diversos hongos, incluyendo los basidiomicetos descomponedores de la madera (Conn y Dighton, 2000), es una enzima cuya actividad se suele correlacionar positivamente con el carbono orgánico del suelo y, en muchos casos, también lo hace de forma negativa con el pH (Eivazi y Tabatabai, 1990). De los resultados de este análisis se puede observar que aun mostrando valores medios algo más elevados en los quemados, no hay diferencias significativas por el tratamiento. Estudios del efecto de la temperatura en la actividad enzimática han mostrado que la temperatura necesaria para inactivar las enzimas en los suelos es alrededor de 10 °C mayor que la necesaria para inactivar las enzimas en la ausencia de suelo (Skujins, 1976). Otros estudios que han analizado la actividad enzimática β -

glucosidasa han comprobado que decrecen desde los escenarios de baja severidad hasta casi desaparecer en las situaciones de máxima severidad (Fernández, 2019), muy diferente a lo encontrado en nuestro caso.

En cuanto a la enzima ureasa, relacionada con el ciclo del nitrógeno en el suelo, no se han observado tampoco en nuestro caso cambios significativos entre las muestras quemadas y controles. Dicha enzima en el suelo es esencialmente de origen microbiano y puede existir como una enzima extracelular adsorbida sobre partículas de arcilla o encapsuladas en complejos húmicos, además cataliza la hidrólisis de urea a CO_2 y NH_3 (Quiroz, 2007). En otros estudios sobre efectos de los incendios, donde las intensidades han sido mayores, sí se han visto reducidos los valores de ureasa hasta en un 85% como en el caso estudiado por Barreiro et al. (2011).

En cuanto a la actividad fosfatasa, relacionada con el contenido de fósforo inorgánico en el suelo tampoco se han observado cambios significativos en ambos tipos de suelo. Esta enzima en el suelo proviene principalmente de los microorganismos (Santruckova et al., 2004), y está encargada de mineralizar los compuestos de P orgánico a P inorgánico soluble. Es normal que si no hemos detectado de momento cambios en el contenido de P asimilable no se observen cambios en esta actividad enzimática. Sería esperable que, si a corto plazo el fósforo inorgánico aumenta en las parcelas quemadas por la solubilización desde las cenizas, esta enzima se inhiba y descienda su actividad.

Finalmente, el último parámetro microbiológico estudiado es el de la actividad de la enzima deshidrogenasa que permite de manera global, tener información sobre los procesos microbianos que ocurren en el suelo debido a que estas enzimas se encuentran presentes únicamente en sistemas vivos (Henríquez, 2014), y por tanto es considerada como un índice de actividad microbiana (Kuhur, 2012). Para este parámetro tampoco se han encontrado diferencias significativas. Otros estudios que han detectado variaciones en estas propiedades como consecuencia de la quema muestran que la recuperación de estas propiedades biológicas a los valores previos al fuego pueden variar entre un mes (Gray y Dighton, 2009) y varios años (Choromanska y DeLuca, 2001) dependiendo de las características del fuego, las propiedades del suelo y el tipo de vegetación en el sitio expuesto a las quemaduras prescritas y brindando una oportunidad para que las plantas sobrevivientes al fuego y las especies pioneras aprovechen la gran reserva de nitrógeno disponible.

En resumen, según estudios previos podemos decir que las quemaduras prescritas constituyen una perturbación en el medio ambiente, bien de forma positiva, neutra o negativa, todo ello dependiendo de la propiedad que estemos estudiando, pero la mayoría de los estudios consultados reportan en general una buena recuperación del suelo, y sus efectos suelen ser menos pronunciados que los que provocan los incendios forestales, debido a la menor intensidad y severidad de estas (Alcañiz et al.

2017). Nuestro estudio supone una nueva aportación y verifica que el impacto de esta quema prescrita en estas condiciones y sobre este tipo de suelo ha sido mínimo, si bien hay que tener en cuenta que es un suelo por naturaleza repelente al agua y esta propiedad puede suponer un problema cuando se elimina la cubierta vegetal ya que puede disparar las tasas de escorrentía y erosión. Sería por tanto recomendable, que se compruebe que no queda suelo mineral desnudo tras estas quemas y bien con cenizas o restos parcialmente quemados, el suelo permanece cubierto, de lo contrario podría suponer un riesgo de erosión, y estudios previos (ej: Mataix-Solera et al., 2021) recomiendan en estos casos recubrir el suelo con algún tipo de acolchado (paja o astilla de madera), para disminuir las escorrentías y por tanto la erosión del suelo.

6. CONCLUSIONES

Tras nuestro estudio podemos concluir que la realización de esta quema prescrita en estas condiciones de vegetación, meteorología y suelos no ha provocado apenas cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas estudiadas, y por tanto sin cambios significativos entre las muestras quemadas y control para la mayoría de los parámetros, por lo que con este trabajo se puede afirmar que la quema prescrita como herramienta de gestión de combustible forestal no ha tenido un efecto negativo inmediato sobre el suelo objeto estudio y por lo tanto consideramos que es una buena opción para el control de combustible y la gestión forestal de la zona. A pesar de ello, y teniendo en cuenta que estos suelos de manera natural han mostrado valores muy altos de repelencia al agua, sería recomendable que tras la quema no quede el suelo desnudo para evitar pérdidas por erosión hídrica.

7. PROYECCIÓN FUTURA

Teniendo en cuenta que nuestro estudio se basa en el efecto inmediato de la quema, y a pesar de que los valores obtenidos a partir de los análisis estudiados no varían significativamente entre muestras quemadas y controles para estos suelos, sería de especial interés realizar algún estudio a medio plazo para verificar que el suelo no sufre procesos de erosión como consecuencia de la presencia de repelencia al agua. Por otro lado, consideramos que es necesario realizar más estudios de este tipo sobre otros tipos de suelos para poder comprobar la eficacia de esta técnica de gestión forestal en otras condiciones y/o zonas geográficas para su posible aplicación.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Albini, F. (1976). Estimating wildfire behavior and effects. *USDA For. Serv.* Vol. 4235, (pp 8-9).
- Alexis, S., Gonzaga, L., Pastor, J., y Hernández, J. (2007). Contribución de los SIG a la planificación del desarrollo rural sostenible: Aplicación para los cultivos de café y habichuelas en república dominicana. (pp 1-8).
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., and Úbeda, X. (2017). Effects of prescribed fires on soil properties. *Science of the Total Environment*, Vol.613, (pp 944-957).
- Barreiro, A., Lombao, A., Martín, A., Iglesias, L., Carballas, T., Díaz-Fierros, F., and Díaz Raviña, M. (2011). Preliminary data of soil properties and soil erosion following a wildfire and different post-fire soil stabilization treatments in Laza. *Fire effects on soil properties*, Vol.136 (pp 108-110).
- Bellido, A., (1987). Field experiment about direct effect of a heathland prescribed fire on microarthropod community. *Ecol. Biol.* Vol 24, (pp 603–622).
- Benito, E., Gómez-Ulla, A. y Díaz-Fierros Viqueira, F. (1986). Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología*, Vol.45, (pp 1115-1126).
- Bermúdez, F. (2001). Cambio climático y desertificación, amenazas para la sostenibilidad de las tierras del Arco Mediterráneo. Situación y perspectiva. *Revista valenciana d'estudis autonòmics*. Vol. 36, (pp 108).
- Bisdom, E., Dekker, L., Schoute, J. (1993). Water repellency of sieve fractions of soil sand and relationships with organic matter and soil structure. *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*, Elsevier, (pp 105-118).
- Borchers, J., Perry, Borchers, S. and Amaranthus, M. (1990). Species migrations and ecosystem stability during climate change: the belowground connection. *Conservation Biology*, Vol 4, (pp. 266-274).
- Bremner, J. and Mulvaney, C. (1982) Nitrogen-Total. In: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.* (pp 595-624).
- Casida, L., Klein, A., Santoro, T. (1964). Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*. Vol. 98, (pp 371-376).
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (2009). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles. *Cátedra de divulgación de la Ciencia*, Universitat de Valencia.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils. *Oecologia*, Vol. 143, (pp 1-10).

- Choromanska, U. and DeLuca, T.H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 34, (pp 263-271).
- Christensen, N. (1977). Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the coastal plain of North Carolina. *Oecologia*. Vol 31, (pp 27-44).
- Conn, C. and Dighton, J. (2000). Litter quality influences on decomposition, ectomycorrhizal community structure and mycorrhizal root surface acid phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 32, (pp 489-496).
- DeBano, L., Eberlein, G., Dunn, P. (1979). Effects of burning on chaparral soils. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 43, (pp 504-509).
- DeBano, L.F., Mann, L.D. y Hamilton, D.A. (1970). Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America Journal*. Vol 34, (pp 130-133).
- DeBano, L., Savage, S. and Hamilton, D. (1976). The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 40, (pp 779-782).
- Diez, J. (1982). Consideraciones sobre el uso de la técnica de Burriel-Hernando para la determinación de P disponible en suelos. *Anales de Edafología y Agrobiología* (España).
- Doerr, S., Dekker, L., Shakesby, R., Ritsema, C. and Bryant, R. (2002). Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 66, (pp 401-405).
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. and Walsh, R. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, Vol 51, (pp 33-65).
- Eivazi, F. and Tabatabai, M. (1990). Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.22, (pp. 891-897).
- Fernández-García, V., Beltrán-Marcos, D., Pinto-Prieto, R., Fernández-Guisuraga, J., y Calvo, L. (2019). Uso de técnicas de teledetección para determinar la relación entre la historia de incendios y la severidad del fuego. *Teledetección. Hacia Una Visión Global del Cambio Climático; Fernández, LÁR, Cremades, JE, Montes, AC, Sánchez, JCA, Eds*, (pp. 135-138).
- Fenn, M., Poth, M., Aber, J., Baron, J., Bormann, B., Johnson, D., Lemly, A., McNulty, S., Ryan, D., Stottlemeyer, R. (1998). Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*. Vol. 8, (pp. 706-733).
- Gajda, A. and Martyniuk, S. (2005). Microbial Biomass C and N and Activity of Enzymes in Soil under Winter Wheat Grown in Different Crop Management Systems. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol 14, (pp 159-163).

- García-Orenes, F. (1992). Estudio sobre la estabilidad de agregados. Aspectos químicos y microbiológicos. Tesis de Licenciatura Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Murcia
- Giovannini, G., Lucchesi, S., (1997). Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* Vol. 162, (pp. 479–486).
- Granged, A., Zavala, L., Jordán, A., Bárcenas-Moreno, G., (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, Vol.164, (pp. 85–94).
- Gray, D. and Dighton, J. (2009). Nutrient utilization by pine seedlings and soil microbes in oligotrophic pine barrens forest soils subjected to prescribed fire treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol.41, (pp 1957-1965).
- Henríquez, C. Uribe, L. Valenciano, A. Nogales, R. (2014). Actividad enzimática del suelo - Deshidrogenasa, - β Glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa - bajo diferentes cultivos. *Agronomía Costarricense*. Vol. 38, (pp. 43-54).
- IBM Corp. Publicado en 2016. IBM SPSS Statistics para Windows, versión 24.0. Armonk, Nueva York: IBM Corp.
- IUSS Working Group WRB, (2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update. *World Soil Resources Report 106* (pp.188)
- Jaramillo D. (2006). Repelencia al agua en suelos. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* Vol. 30, (pp. 215-232).
- Jenkinson, D. and Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil: a method for measuring soil biomass. *Soil biology and Biochemistry*, Vol 8, (pp. 209-213).
- Köppen, W. (1936). Das geographische System der Klimate. *Gebr, Borntraeger*, (pp 1-44).
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., and Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated., Vol. 15, Num, 3, (pp. 259-263).
- Kuhur M., Gartia S., Patel A. (2012). Quantification of the contribution of different soil properties on enzymatic activities in dry tropical ecosystems. *Journal of Agricultural and Biological Sciences*. Vol 7. (pp. 763-773).
- Lloret, F. (2003). Gestión del fuego y conservación en ecosistemas mediterráneos Ecosistemas, vol. 13, núm. 2, (pp, 1-4), *Asociación Española de Ecología Terrestre Alicante*, España.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Jordán, M., Dlapa, P., Tessler, N., Wittenberg, L. (2008). Can terra rossa become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma* 147: 178-184.
- Mataix-Solera, J., Arellano, E., Jaña, J.E, Olivares, L., Guardiola, J., Arcenegui, V., García-Carmona, M., García-Franco, N., Valenzuela, P. (2021). Soil vulnerability indicators to degradation by wildfires in Torres del Paine National Park (Patagonia, Chile). *Spanish Journal of Soil Science* 11: 10008.

- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., Zavala, M. (2011). Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews* 109: 44-60.
- Mataix-Solera, J. and Doerr, S. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*. Vol.118, (pp. 77-88).
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. Caja Mediterráneo*, (pp. 196).
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Gómez, I., Marco, B., Mataix, J. (2002). Effects of an experimental fire on soil microbial populations in a Mediterranean environment. In: *Man and Soil at the Third Millennium*. Vol II. 1607-1614. J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins and V. Andreu (eds). Geofoma Ediciones. Logroño. ISBN: 84-87779-47-6
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., García-Orenes, F. (2008). Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena* 74, (pp 219-226).
- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S. and Matarese, E. (1980). Extraction of phosphatase, urease, proteases, organic carbon, and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 44, (pp. 1011-1016).
- Pausas, J, Keeley, E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, Vol. 59, (pp. 593–601).
- Quiroz, M. (2007). Evaluación de la actividad enzimática y su relación con el C orgánico y la actividad respiratoria microbiana en un andisol con distintas rotaciones. [Trabajo Final de Máster, Universidad de Chile], (pp 1-37).
- Ramos, P. (2010). Protección contra incendios forestales. Prats (Ed.), *Manejo del fuego*. (pp. 198-199).
- Rodríguez-Trejo, D. (2015). Incendios de Vegetación: su ecología, manejo e historia. *Colegio de Posgraduados*. Vol. 2, (pp .814).
- Roldán, A., García-Orenes, F., Lax, A. (1994) An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 26, (pp 1699-1707).
- Romanya, J., Khanna, P and Raison, R (1994). Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and management*, Vol. 65, (pp. 89-103).
- Rothermel, R. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. *Intermountain Forest & Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture*. Vol. 115. (pp 40).
- Rozas, R., Echeverría, E., y Angelini, H. (2011). Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del suelo*, 29(1), (pp. 29-37).

- Šantrůčková, H., Vrba, J., Pícek, T. and Kopáček, J. (2004). . Soil biochemical activity and phosphorus transformations and losses from acidified forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol.36, (pp. 1569-1576).
- Semarnat (2009). Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008. Compendio de estadísticas ambientales. Secretaria del medio ambiente y recursos naturales. México. (pp 358).
- Skujiņš, J. and Burns, RG (1976). Extracellular enzymes in soil. *CRC critical reviews in microbiology*. Vol.4, (pp. 383-421).
- Stotzky G., (1965). Microbial respiration. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. Vol. 9. (pp 1550-1572).
- Tabatabai, M., (1982). Amidase and urease activities in plants. *Chemical and Microbiological Properties-Agronomy Monography*. Vol. 9, (pp 501-538).
- Tabatabai, M., and Bremner, J. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil biology and biochemistry*, 1(4), (pp 1-307).
- Valdés, A., Herranz, J. (1989) Flora y vegetación briofítica de las zonas yesíferas de la provincia de Albacete. *Revista de estudios albacetenses*, Vol.32, (pp. 39-62)
- Vega, J., Cuiñas, P., Fontúrbel, T., Fernández, C. (2000). Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas. *Departamento de Incendios Forestales y Protección Ambiental. Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente*, (pp. 189-198).
- Vance, E. Brookes, P., Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biol Biochem* 19. (pp 703-707).
- Walkley A. and Black I., (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*. Vol.37, (pp. 29-38).
- Wessel, A. (1988). On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*. Vol. 13, (pp. 555-561).
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mayoral, A., Morales, J., Mataix-Beneyto, J. (2007). Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. *Geoderma*, Vol. 142. Tema 3-4. (pp 334-341).