



Sección de Biología
Universidad de La Laguna

Efectos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo

Fire effects on the soil chemical properties

Trabajo de Fin de Grado

Joel Luis Noda

Tutorizado por

Jonay Neris Tomé
Carmen Concepción Jiménez Mendoza

Grado en Biología
Julio 2023

Índice

Resumen	- 1 -
Abstract	- 2 -
1. Introducción	- 3 -
2. Objetivos	- 5 -
3. Metodología	- 5 -
4. Revisión bibliográfica	- 6 -
4.1 Carbono	- 6 -
4.2 Nitrógeno	- 8 -
4.2.1 Nitrógeno total	- 8 -
4.2.2 Nitrógeno inorgánico.....	- 9 -
4.3 Fósforo	- 10 -
4.4 Azufre	- 11 -
4.5 Cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺)	- 12 -
4.6 pH	- 14 -
4.7 Conductividad eléctrica (CE)	- 15 -
4.8 Diferencias metodológicas que pueden afectar los resultados	- 16 -
5. Conclusiones	- 18 -
6. Bibliografía	- 19 -

Resumen

El fuego puede afectar al suelo y a sus propiedades tanto físicas, químicas como biológicas, y producir cambios a corto, medio o largo plazo. En el caso de los efectos sobre las propiedades químicas, estos impactos que se puedan generar vienen determinados en gran medida por la severidad de dicho fuego y la permanencia e incorporación de la ceniza a éste, pudiendo tener un impacto sobre el crecimiento de las plantas y la recuperación de la vegetación y el ecosistema en general. En el presente trabajo, se ha realizado una revisión bibliográfica de cómo el fuego afecta a las principales propiedades químicas del suelo (pH, conductividad eléctrica, carbono, nitrógeno, fósforo, azufre y principales cationes) tanto en el corto como en el medio-largo plazo, y a diferentes severidades. Además, se ha analizado el impacto que pueden tener las diferencias metodológicas en la obtención e interpretación de los resultados. En general se observa una alta variabilidad en lo que a los parámetros químicos estudiados se refiere, siendo la severidad y el tiempo después del incendio los factores que mayor influencia tienen. Igualmente se ha detectado que existen diferencias metodológicas en cuanto a la profundidad de muestreo, el tiempo transcurrido entre el incendio y el muestreo, y la inclusión de las cenizas durante la toma de muestras entre los diferentes estudios analizados, y que estas diferencias pueden influir considerablemente en los resultados obtenidos y en su interpretación.

Palabras clave: Propiedades químicas del suelo, incendio, fuego, quemadas prescritas.

Abstract

Fire may affect the soil and its physical, chemical, or biological properties, and produce changes at short-, medium-, or long-term. Those impacts are largely determined by fire severity and the remain and incorporation of ashes into the soil, which may have an impact on the growth of the plants and the recovery of the vegetation and the ecosystem in general. In the present work, it was conducted a bibliographic review on how fire affects the major chemical properties of the soil (pH, electrical conductivity, carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, and cations) both in the short-, and long-term, and at different fire severities. Additionally, the impact that may have the differences in the sampling methodology on obtaining and interpreting the results, was also analysed. In general, a high variability is observed as regards the chemical parameters studied, being the severity and the time after the fire the factors that have the greatest influence. Likewise, it has been detected that there are methodological differences in terms of sampling depth, the time between the fire and the sampling, and the inclusion of ashes during sampling in the different studies analysed, and that these differences can considerably influence the results obtained and their interpretation.

Key words: Soil chemical properties, wildfire, fire, prescribed fire.

1. Introducción

El fuego es una de las perturbaciones más importantes y frecuentes que actúan sobre los ecosistemas, y pueden tener efectos tanto negativos como renovadores (Raison *et al.*, 2009; Martín *et al.*, 2012; Santín *et al.*, 2015). Por ello, numerosos estudios han centrado su atención en investigar los efectos que tiene este fenómeno sobre estos ecosistemas, y uno de los aspectos más ampliamente estudiados es su impacto sobre el suelo.

Los suelos representan uno de los recursos más importantes del planeta (Alcañiz *et al.*, 2016; Hrelja *et al.*, 2020), pues permiten el crecimiento vegetal, siendo por tanto, esenciales para la mayoría de las formas de vida de la superficie terrestre (Santín *et al.*, 2016). El estudio de los efectos del fuego sobre este sistema se puede realizar analizando: (i incendios forestales naturales, (ii quemas prescritas, y también ii) quemas en laboratorio (Notario *et al.*, 2008). Además, hay que considerar que esos efectos del fuego pueden variar dependiendo de la severidad de éste, que se define como el impacto que tiene el fuego sobre el ecosistema (Keeley, 2009) y viene determinada por dos factores principales, que son la duración y la intensidad del incendio o quema (Certini, 2005). Además de éstos, también existen otros factores como la humedad del suelo, que reduce la temperatura alcanzada por el mismo (Raison, 1979; Certini, 2005), el tipo de vegetación y su resiliencia, el tipo de suelo, la pendiente o la meteorología (Certini, 2005). Aunque en parte de la literatura estudiada se usan indistintamente los términos severidad e intensidad, esto es algo que según Keeley (2009) debe evitarse dado que la segunda es únicamente una medida de la energía liberada por las llamas y no tiene en cuenta los efectos que tiene sobre los diferentes componentes del ecosistema.

Aunque existe controversia en torno a la definición de efectos positivos y negativos del fuego sobre el suelo, la bibliografía existente indica que, por lo general, los incendios de alta severidad tienen efectos que pueden ser considerados negativos sobre el suelo y sus propiedades. Por el contrario, algunos estudios indican que los incendios de baja severidad pueden tener efectos renovadores, como es el caso de la mayoría de las quemas prescritas, las cuales son utilizadas muchas veces como herramientas para la regeneración de

la vegetación y para reducir el combustible acumulado en el suelo forestal (Certini, 2005; Alcañiz *et al.*, 2016, 2018; Francos *et al.*, 2018). Otro de los aspectos a tener en cuenta en este ámbito es la evolución de dichos efectos en el tiempo, dado que normalmente los impactos del fuego sobre los diferentes componentes del ecosistema decrecen con el tiempo hasta alcanzar niveles previos al incendio o un nuevo nivel de estabilidad en el caso de que la recuperación completa no sea posible. Al tiempo que transcurre entre el fuego y la recuperación de niveles previos o la llegada al nuevo nivel de estabilidad se le conoce como ventana de perturbación.

Tras un suceso como un incendio o quema, las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo pueden verse afectadas (Zavala *et al.*, 2014). Entre las propiedades químicas susceptibles a ser afectadas destacan el pH y la conductividad eléctrica del suelo, el carbono, el nitrógeno, el fósforo, el sulfato, los cationes o la capacidad de intercambio catiónico. Todas éstas se ven fuertemente influidas por la formación o incorporación al suelo de un elemento de gran importancia como es la ceniza. La ceniza es el residuo que más abunda en la superficie del suelo de la zona quemada (Pereira *et al.*, 2015), y se puede definir como el material procedente de la quema de combustibles forestales y de la materia orgánica del suelo que permanece o se deposita en el suelo (Bodí *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015). Ésta se compone de materiales minerales y compuestos orgánicos parcialmente carbonizados. Su porción orgánica incluye el carbono pirogénico, que alberga aquellos elementos orgánicos parcialmente carbonizados; mientras que su parte mineral está formada principalmente por carbonatos, fosfatos, óxidos, silicatos y sulfatos (Bodí *et al.*, 2014). Las diferencias en la composición química y propiedades de las cenizas se pueden deber al grado de combustión de los compuestos orgánicos, a las diferencias en la vegetación quemada, a la severidad del fuego, etc. (Bodí *et al.*, 2014; Zavala *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015). Así, cuando la severidad es baja, la porción orgánica de las cenizas es mayor, y adquieren un tono más oscuro, mientras que, por el contrario, cuando la severidad del fuego es alta, abundan los componentes inorgánicos, y la ceniza tiene un color más claro (Bodí *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015). En general, las cenizas son una importante fuente de nutrientes, que pueden incorporarse al suelo y estar disponibles para las plantas (Raison, 1979; Bodí *et al.*, 2014; Zavala *et al.*, 2014). Además, también contribuyen a aumentar los niveles de pH e

incorporar compuestos de C más recalcitrante (Ulery *et al.*, 1993; Bodí *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015). Además de las diferencias en la composición química, hay que tener en cuenta la profundidad de la capa de cenizas depositada en el suelo, que depende de la severidad del fuego y determinará la cantidad total de especies químicas contenidas en ese material y que pueden pasar al suelo por procesos de lixiviación.

2. Objetivos

El objetivo de esta revisión bibliográfica es obtener una visión general de cómo el fuego afecta a las propiedades químicas del suelo (pH y conductividad eléctrica; C total; N total e inorgánico; fósforo; azufre; cationes básicos: Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ ; analizando la bibliografía existente sobre esta materia, y así ayudar a comprender un poco más el impacto del fuego sobre el suelo.

3. Metodología

Se ha realizado una revisión bibliográfica de los impactos inducidos por el fuego sobre las propiedades químicas del suelo. Para ello se tuvieron en cuenta las siguientes propiedades:

- Carbono total
- Nitrógeno total e inorgánico (amonio y nitrato)
- Fósforo (fosfato)
- Azufre (sulfato)
- Cationes básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+)
- pH
- Conductividad eléctrica

Con ese fin, se recurrió a las principales bases de datos como: Scopus, PuntoQ, ResearchGate, Google Académico, y SciELO, empleando operadores “AND” y “OR, y las siguientes palabras clave (en inglés), combinadas o no: “chemical properties” “carbon”, “nitrogen”, “cations”, “phosphorus”, “sulfur”, “fire”, “wildfire”, “soil”, “intensity”, “severity”, “pH”.

De esta forma se obtuvieron 164 documentos que fueron analizados. En los resultados obtenidos, hay trabajos que analizaban el impacto del fuego en las propiedades químicas del suelo tanto en quemas de laboratorio, quemas prescritas e incendios forestales. Para referenciar los diferentes trabajos citados se empleó el gestor bibliográfico Zotero y su *plugin* para Microsoft Word.

4. Revisión bibliográfica

4.1 Carbono

El suelo es la mayor reserva de carbono existente en la superficie terrestre (González-Pérez *et al.*, 2004), y tras un incendio el contenido de carbono del suelo puede verse alterado, tanto la fracción de carbono orgánico, que representa la mayor proporción del carbono total, como la fracción inorgánica, que está compuesta principalmente por carbonatos (Batjes, 1996; Bodí *et al.*, 2014). Durante un incendio, gran parte del carbono presente en la materia vegetal y en la materia orgánica del suelo pasa a la atmósfera como CO₂ y otros gases (Forbes *et al.*, 2006; Reisser *et al.*, 2016), pero una porción de éste se mantiene o deposita en el suelo como ceniza. La composición de esta ceniza depende del tipo de incendio, del grado de combustión de los compuestos orgánicos, etc. En función de lo anterior, la ceniza puede contener diferentes cantidades y proporciones de C, tanto orgánico como inorgánico (Bodí *et al.*, 2014).

A medida que aumenta la severidad del fuego, el contenido de carbono orgánico se reduce debido a su mineralización y aumenta la fracción inorgánica, en la que como se dijo anteriormente predominan los carbonatos (Batjes *et al.*, 1996; Bodí *et al.*, 2014). De esta forma, se ha comprobado que entre los componentes mayoritarios de las cenizas producidas a temperaturas en torno a 500°C están los carbonatos, y que estos a su vez se disocian en óxidos a temperaturas más altas (Pereira *et al.*, 2012; Bodí *et al.*, 2014). Aunque también se ha observado que estos óxidos volverán a formar carbonatos al reaccionar con el CO₂ atmosférico y el vapor de agua (Batjes, 1996; Bodí *et al.*, 2014).

En incendios de menor severidad, el material vegetal parcialmente quemado puede contribuir a aumentar la cantidad de carbono orgánico inmediatamente tras el incendio (Raison *et al.*, 2006; Bodí *et al.*, 2014; Santín *et al.*, 2015). Ese carbono de nueva formación o “*de novo*”, es conocido como

carbono pirogénico o “Black Carbon”, y se puede definir como el carbono alterado termoquímicamente procedente de la combustión incompleta de la materia orgánica durante la quema de la biomasa (Bird *et al.*, 2015). Este carbono pirogénico es más recalcitrante (González-Pérez *et al.*, 2004; Santín *et al.*, 2015), por lo que tendría un mayor potencial para el secuestro del carbono en el suelo en el largo plazo e incorporarse al ciclo lento del carbono (Forbes *et al.*, 2006; Santín *et al.*, 2015; Coppola *et al.*, 2022).

Hay que tener en cuenta que hay múltiples factores como la severidad del incendio, el tipo de vegetación, las condiciones climáticas, la topografía, etc., que pueden alterar los efectos del fuego sobre el contenido de carbono del suelo y su evolución en el tiempo (Certini, 2005). Así, en el corto plazo, por lo general, ya sean incendios de baja o alta severidad, el contenido de carbono orgánico tiende a disminuir (Hernández *et al.*, 1997; Caon *et al.*, 2014). Estas pérdidas han sido atribuidas principalmente a los efectos de la combustión, la mineralización y la volatilización del carbono presente en la materia orgánica, y a la eliminación de parte de las cenizas por la acción del viento (Kutiel y Naveh, 1987; Caon *et al.*, 2014). Por otro lado, también encontramos estudios que informan que inmediatamente después del incendio no se han producido cambios significativos en el contenido de carbono orgánico del suelo (Arocena y Opio, 2003; Nave *et al.*, 2011); y otros de baja severidad en los que por el contrario, se ha producido un aumento en el contenido de C orgánico en el corto plazo, debido a la incorporación al suelo de compuestos parcialmente quemados y a la combustión incompleta de la materia orgánica (Úbeda *et al.*, 2005a; Scharenbroch *et al.*, 2012; Alcañiz *et al.*, 2016).

En el largo plazo, algunos autores han señalado un aumento con respecto al contenido de carbono del suelo, con motivo de la incorporación de cenizas a éste, la recuperación de la vegetación y la descomposición del material parcialmente quemado (Caon *et al.*, 2014). Así, Johnson *et al.* (2005), vieron un incremento de éste después de 10 años, al igual Kaye *et al.* (2010) después de 20 años, o Francos *et al.* (2018), en donde luego de 7 y 18 años, el contenido de carbono era mayor que en el área no quemada. Por el contrario, Úbeda *et al.* (2005b) observaron una disminución del contenido de carbono en el área quemada pasados 7 años, especialmente en la quemada a alta severidad.

4.2 Nitrógeno

El nitrógeno es un nutriente bastante estudiado en los suelos debido a que es limitante del crecimiento vegetal y de otros organismos (Neary *et al.*, 1999; Fisher y Binkley, 2013). En el suelo, éste se puede encontrar en forma orgánica, que es la mayoritaria, e inorgánica, en la que predominan el amonio (NH_4^+) y el nitrato (NO_3^-) (Prieto-Fernández *et al.*, 2004). El fuego puede causar diferentes efectos en éstos. Así, puede darse que mientras que el nitrógeno total ha disminuido, el contenido en nitrógeno inorgánico ha aumentado (Wan *et al.*, 2001). El contenido y disponibilidad del nitrógeno en el suelo tras un incendio es bastante variable, y ha sido un tema controvertido en la ecología del fuego (Wan *et al.*, 2001). Como en otras propiedades del suelo, los efectos del fuego sobre el nitrógeno del suelo también se ven influidos por la severidad del incendio, el tipo de suelo, el tipo de vegetación, etc. Pero en este caso, hay que destacar el importante papel que juegan las especies fijadoras de nitrógeno, y más concretamente las simbióticas, pues como señalan Fisher y Binkley (2013), las especies no simbióticas presentan unas tasas de fijación demasiado bajas como para tenerlas en consideración a este respecto, y además no se han encontrado aumentos ecológicamente significativos tras un incendio.

Por todo lo dicho anteriormente, se analizará por separado los efectos que tiene un incendio de baja y alta severidad, tanto en el corto como en el largo plazo sobre el nitrógeno total (nitrógeno orgánico + nitrógeno inorgánico- nitrógeno total) y sobre el inorgánico.

4.2.1 Nitrógeno total

Como se ha señalado anteriormente, existe cierta disparidad con respecto a cómo el nitrógeno total del suelo se ve afectado tras un incendio, pues hay algunos autores que apuntan que éste disminuye debido a su volatilización (DeBano *et al.*, 1979; Kutiel y Naveh, 1987; Certini, 2005; Johnson *et al.*, 2007; Raison *et al.*, 2009) o, más correctamente, a su oxidación y transformación en compuestos gaseosos como señalan Fisher y Binkley (2013). El nitrógeno empieza a volatilizarse a una temperatura de unos 200°C (Neary *et al.*, 1999; Fisher y Binkley, 2013) lo que le hace bastante susceptible a ello durante un incendio tanto de baja como de alta severidad, aunque en los primeros la cantidad

de nitrógeno perdida es menor (Úbeda *et al.*, 2005; Raison *et al.*, 2009; Martín *et al.*, 2012).

Por otro lado, hay otros autores que advierten que después de un incendio se produce un incremento en el contenido de nitrógeno total del suelo, con motivo de la deposición de cenizas en la superficie (Úbeda *et al.*, 2005; Alcañiz *et al.*, 2016, 2018), siendo en los incendios de baja severidad donde más aumenta dicho nitrógeno (Alcañiz *et al.*, 2018; Francos *et al.*, 2018). En cambio, otros autores como (Baird *et al.*, 1999) advierten de diferencias en su comportamiento en función de la severidad. Por ejemplo, en Lucas-Borja *et al.*, (2022) se indica que, tras un incendio de baja severidad en un bosque mediterráneo, el contenido de N total aumentó tras el incendio, mientras que después del incendio de alta severidad se observó una disminución de dicho contenido. Otros autores como Wan *et al.* (2001) o Binkley *et al.* (1992) no encontraron cambios significativos en el contenido de N total.

En el largo plazo, Johnson *et al.* (2005), después de 20 años midieron un mayor contenido de N en la zona quemada que en la zona control. Aunque, por el contrario, y reafirmando la conclusión de que los efectos del fuego sobre el nitrógeno son bastante variables, Francos *et al.* (2018) señalan que 13 años después de la quema, el área quemada mostraba unos niveles más bajos de N que la no quemada.

4.2.2 Nitrógeno inorgánico

El nitrógeno inorgánico aparece en los suelos mayoritariamente en forma de amonio y nitrato (Fisher y Binkley, 2013; Caon *et al.*, 2014), los cuales están disponibles para la biota (Certini, 2005). La presencia de estas formas en los suelos está relacionada con la nitrificación y la mineralización (Caon *et al.*, 2014).

Por lo general, justo después de un incendio los contenidos de NH_4^+ y NO_3^- se ven incrementados, aunque éste último en menor medida (Wan *et al.*, 2001; Certini, 2005; Raison *et al.*, 2009; Alcañiz *et al.*, 2016). De acuerdo con esto, Martín *et al.* (2012) y Wan *et al.* (2001) señalaron un aumento del amonio inmediatamente tras el incendio, debido principalmente a la mineralización de la materia orgánica y la deposición de cenizas (Raison, 1979; Prieto-Fernández *et al.*, 2004). Además, Wan *et al.* (2001) también apuntaron que al contrario que el

amonio, el incremento del nitrato justo después del incendio era pequeño, lo cual puede deberse a que no es un producto directo de la combustión, sino que se genera posteriormente mediante el proceso de nitrificación (Certini, 2005), y a que está en menor cantidad en las cenizas inicialmente (Raison *et al.*, 2009).

En cuanto a la temporalidad, Kutiel y Naveh (1987), pasados 8 meses observaron un gran incremento de nitrato en el suelo, incluso mayor que el incremento de amonio, cosa que coincide con lo observado por Hernández *et al.*, (1997) tras pasados 9 meses, o por Lavoie *et al.* (2010), donde inmediatamente después del incendio se incrementó el contenido de amonio, y luego fue decreciendo gradualmente. Por el contrario, en el largo plazo los contenidos de amonio y nitrato suelen disminuir hasta alcanzar los niveles previos al incendio, bien por la lixiviación o debido a la absorción por las plantas (Certini, 2005),

Marion *et al.* (1991), observaron que a medida que la severidad del fuego aumenta, las cantidades de amonio se incrementaron, mientras que las de nitrato disminuyeron. Por otra parte, Choromanska y DeLuca (2001), vieron que tanto en el incendio natural (de mayor severidad) como en la quema prescrita, el amonio y nitrato aumentaron, aunque los mayores incrementos se produjeron en el primero.

4.3 Fósforo

Junto con el nitrógeno, el fósforo es uno de los nutrientes más importantes para el crecimiento vegetal, siendo además un factor limitante de éste, pues existe una peculiaridad, y es que el fósforo solo está disponible para las plantas en una forma: el fosfato (Certini, 2005; Scharenbroch *et al.*, 2012; Fisher y Binkley, 2013; Caon *et al.*, 2014). Asimismo, como señala Raison *et al.* (2009), la disponibilidad de fósforo puede afectar de forma indirecta a la fijación del nitrógeno, sobre todo en determinadas plantas como las leguminosas.

El fósforo tiene una temperatura de volatilización alta (en torno a 770 °C), de modo que, tras un incendio las pérdidas por dicho fenómeno son pequeñas (Certini, 2005; Úbeda y Outeiro, 2009; Bodí *et al.*, 2014; Caon *et al.*, 2014; Butler *et al.*, 2018), y dada su mayor retención en el suelo, las pérdidas por lixiviación también son pequeñas. Existen factores o propiedades del suelo que pueden influir en la disponibilidad del fósforo, como puede ser el pH (Giesler *et al.*, 2012; Penn y Camberato, 2019). De esta forma, se ha visto que el fósforo alcanza su

mayor biodisponibilidad a un pH en torno a 6.5 o incluso más bajos según Barrow (2016). En suelos más ácidos éste se une con el hierro (Fe) y el aluminio (Al) para formar sales poco solubles (como la hidroxiapatita o la monetita) que precipitan. Del mismo modo, en los suelos más alcalinos, el P se une al Ca y también precipita (Certini, 2005; Penn y Camberato, 2019). El aumento del pH como consecuencia de los incendios (ver sección 4.6) podría, por lo tanto, limitar la disponibilidad de este nutriente en estas condiciones.

Además, hay que añadir que, en los suelos volcánicos con propiedades ándicas, se pueden dar procesos de retención de fosfato por adsorción específica a la superficie químicamente reactiva de los productos de ordenación de corto alcance que presentan estos suelos, que pueden influir en el impacto del fuego en este tipo de compuestos (Notario del Pino *et al.*, 2008; Dorta Almenar *et al.*, 2015).

Otra de los aspectos que hay que tener en cuenta es que el fuego tiene unos efectos ampliamente variables sobre el contenido y el ciclo del fósforo, pero éstos adquieren mayor relevancia en los sistemas donde el P disponible y las tasas del ciclo del P son bajas (Butler *et al.*, 2018). Asimismo, hay trabajos como el metaanálisis realizado por Butler *et al.* (2018) que concluyen que el fuego aumenta significativamente el fósforo disponible de los suelos, mientras que ese incremento es mínimo con respecto al fósforo total. De acuerdo con esto, Úbeda *et al.* (2005a) apuntaron que después de una quema de baja severidad aumentó el contenido de P inmediatamente, y después de un año estos se mantenían por encima de los previos al fuego. Por el contrario, Lucas-Borja *et al.* (2022) vieron una disminución del fósforo tanto en la zona quemada a baja severidad como en la quemada a alta severidad. Asimismo, Mataix-Solera *et al.* (2002) advirtieron de una disminución en el contenido de P con el tiempo, debido principalmente a la eliminación de las cenizas.

4.4 Azufre

En los suelos, el azufre puede estar tanto en forma inorgánica como orgánica, pero la mayoría se encuentra en forma orgánica (Wilhelm Scherer, 2009). Su forma inorgánica es la que está disponible para las plantas, predominando el sulfato (SO_4^{2-}), siendo también la más móvil (Wilhelm Scherer,

2009; Fisher y Binkley, 2013). Al igual que sucede con el fósforo, el sulfato puede encontrarse en la solución del suelo o adsorbido a óxidos de Fe y de Al (Caldwell *et al.*, 2009; Wilhelm Scherer, 2009), pero al contrario que el fosfato, el SO_4^{2-} es menos susceptible a unirse al Ca^{2+} y precipitar. Esta reacción es dependiente del pH, y aumenta a medida que el pH disminuye, por lo que a un pH mayor a 6.5 la mayoría del sulfato se encuentra en la solución del suelo (Caldwell *et al.*, 2009; Wilhelm Scherer, 2009). Cuando se produce, esta adsorción específica puede ayudar a reducir las pérdidas por lixiviación del sulfato (Wilhelm Scherer, 2009).

En la mayoría de estudios se ha visto un aumento inmediato del contenido de sulfato en el suelo después de un incendio (Castelli y Lazzari, 2002; Certini, 2005; Murphy *et al.*, 2006; Johnson *et al.*, 2007; Notario del Pino *et al.*, 2008; Caldwell *et al.*, 2009), y lo achacan a la oxidación de los compuestos de la materia orgánica que contienen S. Sin embargo, Johnson *et al.* (2007) y Caldwell *et al.* (2009) también observaron que ese incremento del sulfato era aún mayor del esperado, y sugieren que, además de la oxidación y de la incorporación de cenizas puede deberse también a la desorción del SO_4^{2-} inducida por el pH. Este aumento inicial puede disminuir en el corto plazo, como ocurre tras un año del incendio, o por el contrario perdurar más en el tiempo como lo indicado por Khana y Raison (1986) en el que el contenido de sulfato se mantiene alto durante tres años, después de una quema de alta severidad. Por otro lado, también encontramos trabajos en los que tras un incendio o quema, el SO_4^{2-} no varía, como lo observado por Dorta Almenar *et al.* (2015) y Neris *et al.* (2016) en los suelos volcánicos con características ándicas, y donde argumentan que puede deberse a la adsorción específica a la superficie químicamente reactiva de estos suelos.

4.5 Cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+)

Los cationes como el Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ tienen unas temperaturas de volatilización altas (Bodí *et al.*, 2014), por lo que las pérdidas debido a este fenómeno son escasas (Úbeda y Outeiro, 2009). De esta forma, después de un incendio se suele observar un incremento en el contenido de los cationes básicos (Khanna y Raison, 1986; Certini, 2005; Fisher y Binkley, 2013). Al mismo tiempo, las pérdidas por lixiviación de algunos de estos nutrientes pueden aumentar (Raison, 1979; Úbeda y Outeiro, 2009; Fisher y Binkley, 2013), pudiendo ser

crítico para algunos suelos como los Ultisoles y Oxisoles, en los que el aporte de nutrientes es bajo, mientras que para la mayoría de ecosistemas templados estas pérdidas no son tan relevantes, ya que en estos estos cationes no son un factor limitante del crecimiento (Fisher y Binckley, 2013).

Generalmente, inmediatamente después de un incendio o quema, el contenido de los cationes básicos del suelo aumenta debido a su liberación de la materia orgánica, la incorporación de la ceniza en el suelo y a su alta temperatura de volatilización (Alcañiz *et al.*, 2018). Pero el grado de disponibilidad de estos cationes depende del tipo de nutriente, las especies vegetales quemadas, las características del suelo y los procesos de lixiviación (Kutiel y Shaviv, 1992; Certini, 2005). Así, en Kutiel y Inbar (1993) vemos un incremento inmediato de estos cationes después de un incendio de baja o media severidad; lo mismo se observa en Alcañiz *et al.* (2016), en una quema prescrita de baja severidad. En otros estudios, sin embargo, se observa como algunos cationes aumentan y otros disminuyen o no varían, como se refleja en Pardini *et al.* (2004), en el que tras el incendio se produjo un gran incremento del Ca^{2+} , pero el contenido del Mg^{2+} y K^+ no varió significativamente; o en Xifré-Salvadó *et al.* (2021), donde también se produjo un aumento en el contenido de Ca^{2+} y del K^+ , pero no se observaron cambios en el contenido de Mg^{2+} , al contrario de lo observado por Úbeda *et al.* (2005b), donde en las áreas quemadas a alta y baja severidad las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} disminuyeron, mientras que las de potasio y sodio no variaron significativamente.

En gran parte de la literatura se dice que, por lo general, este rápido aumento en el contenido de los cationes básicos es efímero (Certini, 2005; Zavala *et al.*, 2014; Alcañiz *et al.*, 2018), afirmación que coincide con los resultados señalados por Xifré-Salvadó *et al.* (2021) y Alcañiz *et al.* (2016) para el potasio, donde después de un año de la quema se produjo un descenso considerable de su contenido, como consecuencia de la lixiviación. Pero en cambio, según Alcañiz *et al.* (2018) el Mg^{2+} y Ca^{2+} perduran más, debido a que al ser cationes divalentes son menos móviles. En cambio, otros autores como Francos *et al.* (2018), han visto que el contenido de los cationes básicos seguía siendo superior al de los niveles previos a la quema después de 13 años; o como en lo señalado por Alcañiz *et al.* (2016), en los que 9 años fueron necesarios para que la zona quemada recuperase los niveles anteriores a ésta. Por el contrario, Úbeda *et al.* (2005b),

observaron que después de 7 años, las concentraciones de los cationes, con la excepción del sodio y potasio, aumentaron en la zona quemada, tanto en la quemada a baja severidad como en la quemada a alta severidad.

4.6 pH

Otra de las propiedades más estudiadas es el pH, pues la acidez del suelo puede ser un factor importante en la disponibilidad de nutrientes, y por ende en el crecimiento de las plantas (Raison, 1979; Giovannini *et al.*, 1990). Por otra parte, como se refleja en Fisher y Binkley (2013), para la mayoría de especies leñosas el pH no es de gran importancia para su crecimiento, puesto que se adaptan bien a diferentes rangos de éste.

Generalmente, justo después de un incendio, se produce un aumento en el pH del suelo como consecuencia de la mayor disponibilidad de cationes alcalinos y alcalinotérreos liberados en las cenizas, y por la eliminación de ácidos orgánicos durante la oxidación de la hojarasca y materia orgánica del suelo (Hernández *et al.*, 1997; Notario *et al.*, 2004; Certini, 2005; Úbeda *et al.*, 2005a; Fisher y Binkley, 2013). Aunque tras esta subida inmediata en el pH, se suele producir una disminución progresiva de éste hasta prácticamente alcanzar los niveles previos al incendio o a la zona no quemada. En esta línea, encontramos los resultados expuestos por Úbeda *et al.* (2005), en los que midieron un aumento inmediato del pH tras el incendio, y pasado 1 año encontraron que los niveles de pH eran esencialmente los previos al incendio. Esto también lo podemos ver en el trabajo de (Granged *et al.*, 2011) en el que se produjo un incremento del pH justo después del paso del fuego, y luego de 3 años se observó una bajada del pH, alcanzando los valores anteriores a la perturbación. También encontramos otros en los que el pH no varía significativamente después del incendio como en Kutiel y Inbar (1993) aunque en este caso se trata de un incendio de baja severidad y los autores no concretan el tiempo de muestreo.

Esta variación en los niveles de pH depende además en gran medida de la capacidad tampón del suelo afectado, así como de factores meteorológicos como el viento y la lluvia posteriores al incendio, o la permanencia de las cenizas en la zona (Úbeda y Outeiro, 2009; Fisher y Binkley, 2013; Zavala *et al.*, 2014). Así, vemos que en casos como los anteriores, en el corto-medio plazo, ya se han

alcanzado los valores de pH previos. En cambio, en otros esto requiere más tiempo, como lo observado por Francos *et al.* (2018), donde el pH se mantuvo alto, y solo pasados 13 años éste descendió, o en Muqaddas *et al.* (2015) en donde el pH seguía siendo superior en la zona quemada con respecto a la no quemada después de 35 años.

En cuanto al efecto de la severidad, en los incendios donde ésta es alta se ha visto que el pH ha llegado a aumentar hasta 4 o 5 puntos (Giovannini *et al.*, 1990; Certini, 2005; Granged *et al.*, 2011), hecho que afecta de forma directa a la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Raison, 1979). De igual forma, Úbeda *et al.* (2005b) y Heydari *et al.* (2012) encontraron que zonas quemadas con alta severidad tenían un pH superior en las quemadas con baja severidad, siendo ambos mayores que la de control. Asimismo, Úbeda *et al.* (2005b) también observaron que pasados 7 años esta relación se mantenía, a pesar de haber disminuido en ambas zonas. Por otro lado, Kutiel y Inbar (1993), para un incendio de baja severidad, no encontraron variaciones significativas en este parámetro.

4.7 Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica (CE) de los suelos puede ser útil para medir los nutrientes solubles del suelo, pues esta propiedad que se relaciona con el total de iones (cationes y aniones) de la solución (Smith y Doran, 1996); por ello, también proporciona una medida del total de sólidos disueltos presentes, así como de la salinidad de los suelos (Úbeda y Outeiro, 2009; Corwin y Yemoto, 2019).

Como ocurre con el pH, la conductividad eléctrica (CE) del suelo tras un incendio suele verse incrementada, debido al aumento de iones inorgánicos por la combustión de la materia orgánica propia del suelo y por su incorporación desde la ceniza (Hernández *et al.*, 1997; Certini, 2005). Por lo general, la conductividad eléctrica es mayor en los incendios de alta severidad (Hernández *et al.*, 1997; Heydari *et al.*, 2012). Este aumento se produce inmediatamente después del paso del fuego, y ha sido ampliamente reportado en la literatura (Kutiel y Naveh, 1987; Kutiel y Inbar, 1993; Notario *et al.*, 2004; Granged *et al.*, 2011; Heydari *et al.*, 2012; Scharenbroch *et al.*, 2012; Alcañiz *et al.*, 2016; Francos *et al.*, 2018). Sin embargo, al contrario de lo previamente indicado, Lucas-Borja *et al.* (2022) señalaron que inmediatamente después de una quema prescrita se produjo una disminución

significativa de la conductividad eléctrica independientemente de la severidad. Estos autores achacan este resultado a la ausencia del efecto de lixiviación de las cenizas en el suelo, debido a la falta de lluvia y al corto plazo en el que realizaron el muestreo, aunque advierten que son necesarias mediciones directas del contenido de iones del suelo para corroborar dicha hipótesis.

Algunos autores como Hernández *et al.* (1997) o Certini (2005) señalan que ese incremento inmediato en la conductividad es efímero y su disminución se debe a la fijación de sales, la lixiviación y la precipitación. Sin embargo, otros como Kutiel y Inbar (1993) indican que luego de 8 meses del incendio, la CE se mantenía por encima de los niveles previos al suceso. Del mismo modo, Scharenbroch *et al.* (2012) informaron que después de 12 y 24 meses la conductividad eléctrica permanecía elevada. Además, también encontramos casos como el referido por Alcañiz *et al.* (2016), en donde después de 1 año de la quema se produjo una disminución de la conductividad del suelo, probablemente debido a la fijación de sales, la precipitación y a la lixiviación. En ese mismo estudio, tras 9 años se volvió a una CE superior a la medida antes del incendio, como consecuencia de la recuperación de la vegetación.

4.8 Diferencias metodológicas que pueden afectar los resultados

En este apartado se pretende poner en relieve cómo las diferencias en la metodología del muestreo pueden afectar a las diferencias en los resultados obtenidos, así como a aumentar la controversia expuesta por algunos autores acerca de dichos resultados. Se evaluarán diferencias metodológicas con respecto a: i) el tiempo transcurrido después del incendio, ii) las distintas profundidades de muestreo empleadas y, iii) si a la hora de recoger las muestras se eliminó o no la ceniza superficial. Este último aspecto es de gran relevancia, puesto que la ceniza puede influir en gran medida en las propiedades químicas del suelo (Raison, 1979; Bodí *et al.*, 2014; Zavala *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015). De acuerdo con esto, en artículos en los que no se elimina la ceniza de la muestra a analizar como en Dorta Almenar *et al.* (2015) o Kutiel y Naveh (1987), y en los que esto no se especifica como en Xifré-Salvadó *et al.* (2021) o Alcañiz *et al.* (2016), se observa un incremento generalizado de los contenidos de la mayoría de las propiedades, y ello se justifica con la incorporación de las cenizas al suelo.

Por otra parte, en artículos como Úbeda *et al.* (2005a), se indica que la ceniza se eliminó de las muestras tanto como se pudo, y que el muestreo se realizó inmediatamente después del incendio, pero sin concretar el momento exacto. De la misma manera ocurre en Kutiel y Inbar (1993), donde argumentan que tras el incendio se produjo un incremento en la tasa de nitrificación, algo que no ocurre inmediatamente al no ser un producto directo de la combustión, como se nombró anteriormente. Ello podría indicar que ese “inmediatamente” se ha usado de una manera demasiado amplia e imprecisa, haciendo más difícil la interpretación de los resultados. Asimismo, Lucas-Borja *et al.* (2022) observaron que, al contrario de lo señalado por la mayoría de estudios, se produjo una bajada inmediata de la conductividad eléctrica, hecho que argumentan puede deberse al tiempo tan corto transcurrido desde que pasó el fuego hasta la toma de muestras, y en el que no se produjeron lluvias, limitando el lixiviado de iones desde la capa de cenizas al suelo. Esto nos indica la gran importancia que puede tener el tiempo y la subsecuente incorporación de las cenizas en los resultados que se obtienen tal y como han indicado otros autores como Giovaninni *et al.* (1990), Badía y Martí (2003) o Caldwell *et al.* (2009) utilizando experimentos de laboratorio en los que analizan los efectos de la incorporación de las cenizas al suelo por separado. En este sentido, Giovaninni *et al.* (1990), señalaron la dificultad existente en los trabajos de campo para diferenciar entre los efectos directos del fuego sobre esas propiedades del suelo, y los efectos debidos a la incorporación de cenizas a éste.

En lo referente a la profundidad empleada en la toma de muestras, en la mayoría de trabajos analizados se emplean profundidades comprendidas entre 0 y 5 cm (e.g. Úbeda *et al.*, 2005a; Notario *et al.*, 2004), mientras que los mayores impactos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo ocurren entre 0-2 cm de la capa superior del suelo (DeBano y Conrad, 1978; Kutiel y Naveh, 1987). Esto queda reflejado por Wan *et al.* (2001), donde señalan la dificultad para interpretar los impactos directos del fuego sobre el N total del suelo, debido a las profundidades excesivas usadas en los estudios analizados, pues esos cambios inducidos por el fuego son pequeños en comparación con el N total que hay en las profundidades empleadas. Para una correcta interpretación y comparación de los resultados, sería preciso por lo tanto la estandarización de la metodología de muestreo, así como la inclusión de la información necesaria en cuanto a los parámetros nombrados (tiempo transcurrido entre el incendio y el muestreo,

volumen de precipitación entre el incendio y la toma de muestras, profundidad de muestreo, etc.) a la hora de desarrollar estudios con este objetivo.

5. Conclusiones

El impacto del fuego sobre las propiedades químicas del suelo revisadas puede tener resultados variables, que dependen principalmente de la severidad de dicho fuego, la temperatura de volatilización de las especies químicas, el tipo de suelo, la incorporación y redistribución de la capa de cenizas, el tipo de vegetación y las diferencias en la metodología empleada en los estudios que analizan dichos impactos.

Por lo general, los incendios de alta severidad producen una disminución de aquellos compuestos que tienen temperaturas de volatilización relativamente bajas como sucede con el carbono o el nitrógeno, mientras que para otros, como pueden ser los cationes básicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) o el anión SO_4^{-2} la severidad del fuego puede suponer un aumento, pues su temperatura de volatilización es lo suficientemente alta como para que las pérdidas por este fenómeno no sean muy relevantes cuando se comparan con las tasas de liberación por la oxidación de la materia orgánica que los contiene. Lo mismo sucede con el pH y la conductividad eléctrica del suelo, que tienden a aumentar a medida que aumenta la severidad del fuego.

La evolución en el tiempo de estas propiedades químicas viene determinada por el tiempo de permanencia de las cenizas sobre la superficie del suelo y su lixiviación a capas más profundas durante los eventos de lluvia, factores meteorológicos y topográficos, la adsorción específica de ciertos cationes en suelos como los volcánicos con características ándicas, etc.

Por último, cabe destacar que, para la mayoría de las propiedades químicas analizadas, pero en especial el nitrógeno y el fósforo hay cierta controversia con respecto a los resultados y a su interpretación. Muchas veces, estas controversias se deben a las diferencias en la metodología que se ha empleado. Así, gran parte de estas diferencias están relacionadas con la capa de cenizas y de cómo se gestiona ésta en la toma de muestras, ya sea referente a si se eliminan o no, o el período de tiempo entre el incendio y dicha recogida de muestras y la ocurrencia de lluvias durante ese periodo que puede fomentar los fenómenos de lixiviación.

También hay que tener en cuenta la profundidad de muestreo, ya que si se muestrean profundidades mayores a las que están afectadas por el fuego se pueden enmascarar o diluir los impactos del fuego sobre las propiedades químicas analizadas. Por todo ello, se debe estandarizar una metodología de muestreo para analizar los efectos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo, en el que se empleen muestras de profundidad adecuada, se retire o no la ceniza superficial (en el caso de estar analizando el impacto directo del fuego en el suelo o también la contribución de las cenizas) y que el período de tiempo transcurrido desde que terminó el incendio o quema hasta la recogida de muestras sea el mínimo posible, para minimizar de esta forma los efectos que puedan tener las cenizas sobre esas propiedades, y facilitar así la interpretación de los resultados obtenidos.

6. Bibliografía

- 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**:1329-35.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X.** 2018. Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*. **613-614**:944-57.
- Arocena, J. M. y Opio, C.** 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma*. **113**(1-2):1-16.
- Badía, D., Martí, C.** 2003. Plant Ash and Heat Intensity Effects on Chemical and Physical Properties of Two Contrasting Soils. *Arid Land Research Management*. **17**:23-41.
- Baird, M., Zabowski, D., Everett, RL.** 1999. Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests. *Plant and Soil*. **209**(2):233-43.
- Barrow, NJ.** 2017 The effects of pH on phosphate uptake from the soil. *Plant and Soil*. **410**(1):401-10.
- Batjes, N. H.** 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*. **47**(2):151-163.
- Binkley, D., Richter, D., David, M. B., Caldwell, B.** 1992. Soil chemistry in a loblolly/longleaf pine forest with interval burning. *Ecological Applications*. **2**(2):157-64.

- Bird, M. I., Wynn, J. G., Saiz, G., Wurster, C. M., McBeath, A.** 2015. The pyrogenic carbon cycle. *Annual Review of Earth Planetary Sciences*. **43**:273-98.
- Bodí, M. B., Martín, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., et al.** 2014. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*. **130**:103-27.
- Butler, O. M., Elser, J. J., Lewis, T., Macke, B., Chen, C.** 2018. The phosphorus-rich signature of fire in the soil-plant system: a global meta-analysis. *Ecology Letters*. **21**(3):335-44.
- Caldwell, T. G., Johnson, D. W., Miller, W. W., Qualls, R. G., Blank, R. R.** 2009. Prescription fire and anion retention in Tahoe forest soils. *Soil Science*. **174**(11):594-600.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., Geissen, V.** 2014. Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*. **139**:47-58.
- Castelli, L. M. y Lazzari, M. A.** 2002. Impact of fire on soil nutrients in central semiarid Argentina. *Arid Land Research Management*. **16**(4):349-64.
- Certini, G.** 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*. **143**(1):1-10.
- Choromanska, U. y DeLuca, T. H.** 2001. Prescribed Fire Alters the Impact of Wildfire on Soil Biochemical Properties in a Ponderosa Pine Forest. *Soil Science Society of America Journal*. **65**(1):232-8.
- Coppola, A. I., Wagner, S., Lennartz, S. T., Seidel, M., Ward, N. D., et al.** 2022. The black carbon cycle and its role in the Earth system. *Nature Reviews Earth & Environment*. **3**(8):516-32.
- Corwin, D. L., y Yemoto, K.** 2019. Measurement of Soil Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. *Soil Science Society of America Journal*. **83**(1):1-2.
- DeBano, L. F. y Conrad, C. E.** 1978. The Effect of Fire on Nutrients in a Chaparral Ecosystem. *Ecology*. **59**(3):489-97.
- DeBano, L. F., Eberlein, G. E., Dunn, P. H.** 1979. Effects of Burning on Chaparral Soils: I. Soil Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*. **43**(3):504-9.
- Dorta Almenar, I., Navarro Rivero, F. J., Arbelo C. D., Rodríguez, A., Notario del Pino, J.** 2015. The temporal distribution of water-soluble nutrients from high mountain soils following a wildfire within legume scrubland of Tenerife, Canary Islands, Spain. *CATENA*. **135**:393-400.
- Fisher, R.F. y Binkley, D.** 2013. *Ecology and Management of Forest Soils: Fourth Edition*. John Wiley and Sons, New York.

- Forbes, M. S., Raison, R. J., Skjemstad, J. O.** 2006. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*. **370**(1):190-206.
- Francos, M., Pereira, P., Alcañiz, M., Úbeda, X.** 2018. Post-wildfire management effects on short-term evolution of soil properties (Catalonia, Spain, SW-Europe). *Science of the Total Environment*. **633**:285-92.
- Giesler, R., Esberg, C., Lagerström, A., Graae, B. J.** 2012. Phosphorus availability and microbial respiration across different tundra vegetation types. *Biogeochemistry*. **108**(1-3):429-45.
- Giovannini, C., Lucchesi, S., Giachetti, M.** 1990. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*. **149**(6):344-50.
- 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):855-70.
- Granged, A., Zavala, L., Jordán, A., Bárcenas-Moreno, G.** 2011. Post-fire evolution of soil properties in a Mediterranean heathland after experimental burning. *Geoderma*. **164**(6):85-94.
- Hernández, T., García, C., Reinhardt, I.** 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility Soils*. **25**(2):109-16.
- Heydari, M., Salehi, A., Mahdavi, A., Adibnejad, M.** 2012. Effects of different fire severity levels on soil chemical and physical properties in Zagros forests of western Iran.
- Hrelja, I., Šestak, I., Bogunović, I.** 2020. Wildfire impacts on soil physical and chemical properties - A short review of recent studies. *Agriculturae Conspectus Scientificus*. **85**(4):293-301.
- Johnson, D., Murphy, J. D., Walker, R. F., Glass, D. W., Miller, W. W.** 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering*. **31**(3):183-92.
- Johnson, D. W., Murphy, J. F., Susfalk, R. B., Caldwell, T. G., Miller, W. W., et al.** 2005. The effects of wildfire, salvage logging, and post-fire N-fixation on the nutrient budgets of a Sierran forest. *For Ecol Manag*. **220**(1):155-65.
- Badía, D. y 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.
- Kaye, J. P., Romanyà, J., Vallejo, V. R.** 2010. Plant and soil carbon accumulation following fire in Mediterranean woodlands in Spain. *Oecologia*. **164**(2):533-43.

- Keeley, J.** 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*. **18**:116-26.
- Khanna, P. K., Raison, R. J.** 1986. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a eucalyptus pauciflora forest. *Australian Journal of Soil Research*. **24**(3):423-34.
- Kutiel, P. y Inbar, M.** 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *CATENA*. **20**(1):129-39.
- Kutiel, P. y Naveh, Z.** 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant Soil*. **104**(2):269-74.
- Kutiel, P. y Shaviv, A.** 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and Management*. **53**(1-4):329-43.
- Lavoie, M., Starr, G., Mack, M. C., Martin, T. A., Ghloz, H. L.** 2010. Effects of a prescribed fire on understory vegetation, carbon pools, and soil nutrients in a longleaf pine-slash pine forest in Florida. *Natural Areas Journal*. **30**(1):82-94.
- Lucas-Borja, M. E., de las Heras, J., Moya Navarro, D., González-Romero, J., Peña-Molina, E., et al.** 2022. Short-term effects of prescribed fires with different severity on rainsplash erosion and physico-chemical properties of surface soil in Mediterranean forests. *Journal of Environmental Management*. **322**:116143.
- Marion, G. M., Moreno, J. M., Oechel, W. C.** 1991. Fire Severity, Ash Deposition, and Clipping Effects on Soil Nutrients in Chaparral. *Soil Science Society of America Journal*. **55**(1):235-40.
- Martín, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, T.** 2012. Short- and medium-term evolution of soil properties in Atlantic forest ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation and Development*. **23**(5):427-39.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Moral, R.** 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*. **11**(2):107-114.
- Muqaddas, B., Zhou, X., Lewis, T., Wild, C., Chen, C.** 2015. Long-term frequent prescribed fire decreases surface soil carbon and nitrogen pools in a wet sclerophyll forest of Southeast Queensland, Australia. *Science of the Total Environment*. **536**:39-47.
- Murphy, J. D., Johnson, D. W., Miller, W. W., Walker, R. F., Carroll, E. F., et al.** 2006. Wildfire effects on soil nutrients and leaching in a tahoe basin watershed. *Journal of Environmental Quality*. **35**(2):479-89.

- Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., Curtis, P. S.** 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. *Ecological Applications*. **21**(4):1189-201.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Ffolliott, P.F.** 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*. **122**(1):51-71.
- Neris, J., Santamarta, J. C., Doerr, S. H., Prieto, F., Agulló-Pérez, J., et al.** 2016. Post-fire soil hydrology, water erosion and restoration strategies in Andosols: a review of evidence from the Canary Islands (Spain). *iForest - Biogeosciences & Forestry*. **9**(4):583-92.
- Notario del Pino, J., Dorta Almenar, I., Rodríguez Rodríguez, A., Arbelo Rodríguez, C., Navarro Rivero, F.J., et al.** 2008. Analysis of the 1:5 soil: water extract in burnt soils to evaluate fire severity. *Catena*. **74**(3):246-55.
- Notario, J., Afonso, D., Díaz, R.** 2004. Effect of a wildfire on volcanic soils under pine forest and broom scrub in Tenerife (Canary Islands). *Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions*. 379.
- Pardini, G., Gispert, M., Dunjó, G.** 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*. **328**(1-3):237-46.
- Penn, C.J. y Camberato, J.J.** 2019. A Critical Review on Soil Chemical Processes that Control How Soil pH Affects Phosphorus Availability to Plants. *Agriculture*. **9**(6):120.
- Pereira, P., Jordán, A., Cerdà, A., Martín, D.** 2015. Editorial: The role of ash in fire-affected ecosystems. *Catena*. **135**:337-9.
- Prieto-Fernández, Á., Carballas, M., Carballas, T.** 2004. Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma*. **121**(3):291-306.
- Raison, R. J.** 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant Soil*. **51**(1):73-108.
- Raison, R. J., Khanna, P., Jacobsen, K., Romanyà, J., Serrasolses, I.** 2009. Effects of Fire on Forest Nutrient Cycles. p.225-256. *En: Cerdà, A. y Robichaud, P.R. (eds.), Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield.
- Reisser, M., Purves, R. S., Schmidt, M. W. I., Abiven, S.** 2016. Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Frontiers in Earth Science*. **4**.
- Santín, C., Doerr, S. H., Merino, A., Bryant, R., Loader, N. J.** 2016. Forest floor chemical transformations in a boreal forest fire and their correlations with temperature and heating duration. *Geoderma*. **264**:71-80.

- Santín, C., Doerr, S. H., Preston, C. M., González-Rodríguez, G.** 2015. Pyrogenic organic matter production from wildfires: a missing sink in the global carbon cycle. *Global Change Biology*. **21**(4):1621-33.
- Scharenbroch, B. C., Nix, B., Jacobs, K. A., Bowles, M. L.** 2012. Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma*. **183-184**:80-91.
- Smith, J. L. y Doran, J. W.** 1996. Measurement and use of pH and Electrical Conductivity for Soil Analysis, p.169-185. *En: Doran, J. W. y Jones, A. J. (eds.), Methods for Assessing Soil Quality*. John Wiley & Sons, New York.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L., Bernia, S., Castellnou, M.** 2005a. Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*. **14**.
- Úbeda, X., Bernia, S., Simelton, E.** 2005b. Chapter 6 The long-term effects on soil properties from a forest fire of varying intensity in a Mediterranean environment, p.87-102. *En: García, C. y Batalla, R. J. (eds.), Developments in Earth Surface Processes*. Elsevier Science & Technology.
- Úbeda, X. y Outeiro, L. R.** 2009. Physical and Chemical Effects of Fire on Soil, p.105-132. *En: Cerdà, A. y Robichaud, P. R. (eds.), Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield.
- Ulery, A. L., Graham, R. C., Amrhein, C.** 1993. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*. **156**(5):358-64.
- Wan, S., Hui, D., Luo, Y.** 2001. Fire Effects on Nitrogen Pools and Dynamics in Terrestrial Ecosystems: A Meta-Analysis. *Ecological Applications*. **11**(5):1349-65.
- Wilhelm Scherer, H.** 2009. Sulfur in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **172**(3):326-35.
- Xifré-Salvadó, M. À., Prat-Guitart, N., Francos, M., Úbeda, X., Castellnou, M.** 2021. Effects of Fire on the Organic and Chemical Properties of Soil in a *Pinus halepensis* Mill. Forest in Rocallaura, NE Spain. *Sustainability*. **13**(9):5178.
- Zavala, L. M., de Celis, R., Jordán, A.** 2014. How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. **40**(2):311-32.