



Sección de Biología
Universidad de La Laguna

Efectos de la ceniza procedente de los incendios forestales y/o quemas prescritas sobre las propiedades de los suelos

Effects of ashes from wildfires and/or prescribed burns on soil properties

Trabajo de Fin de Grado

YANIRA PÉREZ PIMENTEL

Tutor: Prof. Dr. Jesús S. Notario del Pino
Grado en Biología. Septiembre 2022

ÍNDICE

Resumen.....	1
Abstract	1
Introducción	2
Objetivos	4
Efectos de las cenizas en las propiedades del suelo	5
Efectos físicos y químicos	5
Propiedades físicas	6
Propiedades químicas	7
Efectos biológicos	9
Efectos de las cenizas según sus propiedades	11
Efectos de las cenizas sobre los organismos.....	12
Impactos biológicos a corto, medio y largo plazo.....	13
Capacidad contaminante de las cenizas	14
Componentes contaminantes	14
Efectos contaminantes sobre la biota	16
Papel de la ceniza en la erosión post-incendio	18
Efecto protector.....	18
Efecto erosivo	19
Conclusiones.....	21
Conclusions.....	22
Bibliografía	23

Resumen

Un resultado visible de los incendios forestales es el conjunto de residuos sólidos derivados de la combustión de la biomasa, conocidos como **cenizas**. Las cenizas tienen un marcado impacto en las propiedades del suelo, pues su incorporación al suelo puede alterar tanto sus propiedades como su dinámica. Cambios como el aumento del pH, variaciones en el contenido de materia orgánica del suelo (SOM) o incluso la volatilización o redistribución de algunos de los principales nutrientes son consecuencias de las diferentes propiedades fisicoquímicas que derivan de la generación de cenizas. Estas no afectan de igual manera a la biota del suelo, incrementando o alterando la diversidad procariota y eucariota.

Actualmente se ha puesto especial atención a la capacidad contaminante de las cenizas de incendios forestales en la biota y la calidad de agua, pues pueden contener hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), que representan un problema por su ecotoxicidad. Finalmente, las cenizas ejercen un efecto ambivalente en los procesos erosivos hídricos post-incendio, pudiendo funcionar a veces como capa protectora, reduciendo la escorrentía.

Abstract

One of the most visible results of forest fires is the generation of solid residues from the combustion of biomass, commonly known as ash. Ash has a strong impact on soil properties, as the addition of ash to the soil profile can change both its properties and dynamics. Increase in soil pH, modifications in soil organic matter (SOM) levels, or the volatilization of some of the main nutrients are consequences of its generation. They do not affect soil biota in the same way, increasing or altering prokaryotic and eukaryotic diversity.

Nowadays, special attention is being paid to the pollutant capacity of forest fire ashes on biota and water quality, as it may contain polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), which are of great biological concern due to their high eco-toxicity. The ash layer plays an ambivalent role on post-fire hydro-erosional processes, quite often acting as a protective layer capable to minimize runoff and erosion.

Introducción

Desde hace décadas, y según aumenta el conocimiento sobre los incendios forestales, las perspectivas sobre sus efectos, tradicionalmente considerados como perjudiciales hacia el medio y la sociedad, han ido cambiando. Los estudios y aportes científicos más recientes confirman que, a corto, medio y largo plazo, estos sucesos forman parte de procesos naturales que pueden proporcionar beneficios (Keeley, 2019), siempre que su dinámica se ciña a pautas naturales y no a la intervención humana, sea directa o indirecta, teniendo en cuenta la gravedad y características del fuego.

El término *incendio forestal* se refiere a la ignición y propagación del fuego, cualquiera que sea su origen, consumiendo la vegetación en ecosistemas terrestres, (sabanas, matorrales, pastizales, etc.) (Pausas, 2012). Se clasifican según el estrato afectado (Madariaga y Apellániz, 2003) o su propagación (Hierro, 2012), en cuyo caso son:

- Fuego de copas: Afecta a las copas de los árboles, pudiendo propagarse: (i) con independencia de la propagación superficial, (ii) simultáneamente por la superficie y por las copas (incendio de copa activo) o sólo por la superficie, quemando puntualmente las copas de árboles aislados (incendio de copa pasivo) (Pausas, 2012). Son los de mayor intensidad, y presentan serios problemas para su control, especialmente los de propagación independiente.
- Fuego de superficie: Afecta principalmente al tapiz herbáceo o de matorral. Al tratarse de combustibles ligeros, la propagación es generalmente rápida, lo que supone temperatura e intensidad moderadas, y rápida consumición del combustible (Pausas, 2012). Son muy frecuentes y determinar los demás tipos.
- Fuego de suelo¹: Avanza bajo la superficie, consumiendo raíces y horizontes ricos en materia orgánica, sin llama (*smouldering fire*). Su propagación es muy lenta, por lo su extinción reviste la mayor dificultad al ser difícilmente localizable, muy efectivo, y fácilmente reproducible si queda alguna masa incandescente bajo tierra, capaz de originar nuevos focos allí donde se ha dado por controlado (Madariaga y Apellániz, 2003). Con todo, son poco frecuentes.

¹ También conocido como *de subsuelo*, aunque este término es, en rigor, discutible.

Los incendios forestales desempeñan un papel importante en algunos ecosistemas, en los que la vegetación está adaptada al fuego como agente de perturbación, y donde la frecuencia de los incendios es soportable para el conjunto de especies que los pueblan. Este régimen de incendios, sujeto a una dinámica natural, renueva, restaura y mantiene la estructura y la función de los ecosistemas donde suceden (Finney, 2021). Sin embargo, esta visión no es fácilmente asumible o asimilable a nivel social, lo cual es comprensible si se tiene en cuenta que la mayor parte de los eventos incendiarios (especialmente en las regiones del planeta bajo clima mediterráneo) guardan relación con la actividad humana, adquieren mayores proporciones y son cada vez más difíciles de controlar y extinguir, acarreado daños de creciente gravedad.

Son varios los factores que pueden propiciar los incendios forestales. Las condiciones climatológicas adversas (alta radiación solar, fuertes vientos o altas temperaturas y baja humedad relativa), aumentan notablemente las posibilidades de ignición. Por ello, los incendios y el clima están estrechamente relacionados, y eso se hace evidente simplemente al comprobar que la mayoría de los incendios suceden durante las épocas secas y cálidas (Keeley, 2019) (Pausas, 2012). Los factores topográficos tienen igualmente gran importancia en la ocurrencia y propagación de incendios forestales debido a su influencia sobre los combustibles y el clima, así como a la distinta velocidad de propagación del fuego según la inclinación de la pendiente. (Carracedo Martín, et al., 2009). Algunos autores (Madariaga y Apellániz, 2003) (Pausas, 2012) consideran que la densidad de población es un factor fundamental a tener en cuenta, pues las actividades humanas en las poblaciones cercanas a los bosques propician los eventos incendiarios, ya sea por negligencia o actuación deliberada.

Uno de los resultados más visibles de los incendios forestales son los residuos sólidos derivados de la combustión de la biomasa, conocidos como **cenizas**, formadas por materia orgánica carbonizada, carbón vegetal y sustancias minerales inorgánicas (Brook, et al., 2018). La cantidad y las características de las cenizas producidas durante un incendio forestal dependen principalmente del combustible total quemado, del tipo de combustible y de su grado de combustión (Bodí, et al., 2014). Es por ello, que las características de las cenizas resultantes de cada incendio forestal no son directamente comparables entre sí, pues las variaciones en sus propiedades entre los diversos

estudios publicados hasta la fecha pueden explicarse por las diferentes vegetaciones, la metodología experimental y la severidad de la quema. Varios estudios han demostrado que la severidad del fuego afectaría a la cantidad y composición de las cenizas (Marion , et al., 1991) (Keeley, 2009) (Pereira, et al., 2012).

Keeley (2009) define la severidad de los incendios forestales como el consumo de materia orgánica del fuego en el suelo y bajo él. La severidad puede estimarse a partir del grado de quema de la hojarasca, los troncos y las hojas y la cobertura del suelo por la ceniza (Key & Benson, 2006), pero también por el color de la ceniza: colores oscuros indicarían baja severidad, y viceversa si van desde el gris claro al blanco (Úbeda, et al., 2009). Una combustión del follaje y del tronco por encima del 75% suele asociarse a alta severidad, mientras que un grado menor de combustión, así como una menor cobertura del suelo de ceniza indican una severidad media-baja (Pereira, et al., 2018).

Está bien documentado que la gestión post-incendio tiene un marcado impacto en las propiedades del suelo; no obstante, la degradación de la estructura del suelo no puede atribuirse únicamente a la intervención humana, ya que otras variables como la propia erosión de las cenizas y del suelo, la recuperación de la vegetación y propiedades químicas del suelo son también influyentes. Por consiguiente, se necesitan más estudios para identificar el impacto directo de cada una de estas variables.

En general, los estudios sobre los efectos de las cenizas en el suelo no son muy abundantes ya que se han considerado como un mero material residual que queda tras la combustión de materia orgánica (Bodí, et al., 2014). Sin embargo, en los últimos años se está intentando promover una mejor comprensión sobre las interacciones ceniza-suelo y su efecto en el ecosistema edáfico, pues la incorporación de ceniza al suelo puede alterar tanto sus propiedades como su dinámica (Brook, et al., 2018).

Objetivos

En base a lo anteriormente expuesto, se propone como objetivo general del presente trabajo *la recopilación de los datos y resultados más recientes sobre los efectos que producen las cenizas procedentes de los incendios forestales y/o quemas prescritas sobre las propiedades de los suelos*. Que se desglosa en estos objetivos específicos:

1. El efecto que ejerce las cenizas procedentes de los incendios forestales sobre las propiedades biológicas de los suelos.
2. Evaluación de la capacidad contaminante de la ceniza y sus componentes.
3. Determinación del papel de la ceniza en la erosión post-incendio.

Efectos de las cenizas en las propiedades del suelo

Los suelos representan uno de los recursos insustituibles del planeta, ya que regulan la depuración del agua, las emisiones de dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero, y regulan el ciclo de los nutrientes en todos los ecosistemas terrestres, lo que los hace fundamentales para regular el clima global y sostener la vida en la Tierra.

Uno de los componentes fundamentales del suelo es el carbono (C), siendo el elemento central de los organismos vivos. Es un elemento de interés fundamental en los incendios, ya que representa casi el 50% de la materia seca de la vegetación y el 58% de la materia orgánica del suelo (SOM) (Bianchi, et al., 2008). Los incendios forestales afectan drásticamente el ciclo de los nutrientes del suelo (Knelman, et al., 2015), y a la vez causan la redistribución de diferentes formas de C en los suelos. Estos cambios se reflejan en las comunidades microbianas y en los procesos bioquímicos que afectan a la calidad y fertilidad del suelo (González-Pérez, et al., 2004).

Efectos físicos y químicos

A menudo, los estudios sobre el impacto de los incendios forestales en las propiedades químicas y físicas de los suelos han arrojado resultados contradictorios, lo cual se atribuye a la compleja relación entre las propiedades del suelo.

Los cambios producidos en el suelo tras la deposición de ceniza son detectables en los primeros 5 cm de la capa superior, justo debajo de los depósitos de ésta. Bajo dicha profundidad, los valores de temperatura raramente superan los 100°C durante el incendio, y el pH, aunque notable a lo largo de un perfil de 25 cm, escasamente varía más allá de los 5 cm de profundidad (Hrelja, et al., 2020) (Pereira, et al., 2018).

Las cenizas pueden permanecer en la superficie del suelo durante un corto periodo de tiempo, dependiendo de sus propiedades (solubilidad, peso, tamaño o densidad), de las características del terreno y de las condiciones meteorológicas post-incendio.

Propiedades físicas

Una de las propiedades más fácilmente apreciables de la ceniza es su color. En general, cuanto más claro sea el tono de color, más completa ha sido la combustión del material original. A bajas temperaturas, la materia resultante de la combustión es de color marrón debido a la deshidratación y oxidación de componentes férricos, dando lugar a una ceniza de color rojiza (Úbeda, et al., 2009). Conviene recordar, no obstante, que la deposición de cenizas no suele ser homogénea, ya que la combustión completa ocurre a diferentes temperaturas para cada tipo de combustible.

Tanto la textura del suelo (ST) como la estabilidad de los agregados (AS) resisten las altas temperaturas producidas durante los incendios. Por otro lado, ciertos estudios muestran que la densidad aparente (BD) aumenta tras los incendios por el aporte de ceniza al suelo, ya que ésta se acumula en los poros (Hrelja, et al., 2020). Por ello, el tamaño de las partículas de ceniza, que también parece guardar relación inversa con la intensidad del fuego y la temperatura de combustión, debe asimismo ser tenido en cuenta. La quema del combustible a altas temperaturas causa una mayor transición de fragmentos orgánicos a fragmentos minerales principalmente compuestos por carbonato cálcico (CaCO_3), originando no solo un color blanquecino sino unas partículas más finas que las producidas a temperaturas inferiores (Bodí, et al., 2014). Sin embargo, a temperaturas superiores a 900°C , el tamaño de las partículas de cenizas tiende a aumentar nuevamente debido al crecimiento de cristales dentro de las mismas después de la hidratación (Balfour & Woods, 2013).

Después de un incendio, la capa de ceniza superficial desempeña un papel importante en la capacidad del suelo para absorber agua (P. Jiménez-Pinilla, 2015), pues se ha demostrado que la densidad de la ceniza aumenta al disminuir el tamaño de las partículas de ceniza (Kinner & Moody, 2008) reflejando así una alta porosidad y capacidad de almacenamiento de agua. Ello, a su vez indica que las cenizas tendrían comportamiento hidrofílico. No obstante, a menudo se ha constatado la repelencia al agua para ciertos tipos de ceniza (Bodí, et al., 2011), lo cual guardaría relación con el contenido y tipo de C orgánico en muestras de cenizas de incendios de baja severidad. La repelencia al agua (WR) dependerá de las propiedades del suelo, básicamente de su textura y de la naturaleza de los compuestos orgánicos que contenga, en combinación

con la temperatura alcanzada durante el incendio. Consecuentemente, la adición de cenizas puede aumentar o reducir la WR del suelo según sus propiedades y origen, y por ende puede modificar las propiedades hídricas del suelo (Bodí, et al., 2014).

La ceniza no solo puede ejercer un valioso papel protector de los suelos tras los incendios, sino que también es una importante fuente de nutrientes para los mismos, siempre que las cenizas permanezcan en el suelo. (Francos, et al., 2016).

Propiedades químicas

Tras un incendio, los nutrientes procedentes de la SOM se liberan más rápidamente que por mineralización biológica. Sin embargo, justo después del incendio forestal, la combustión de la SOM conduce a una disminución de compuestos orgánicos lábiles y a un aumento de formas de C aromáticas, más resistentes a la descomposición química y térmica (Knicker, et al., 2013). En general, muchas especies vegetales se han adaptado progresivamente a los incendios forestales de baja o media severidad desarrollando mecanismos para favorecer su germinación o rebrote (Richter, et al., 2019). Las cenizas producidas en este tipo de incendios aportan a la SOM una cantidad considerable de carbono pirogénico (PyC), con alto grado de aromaticidad (Bodí, et al., 2014). Además, debido a la alta porosidad y capacidad de adsorción, el C puede aglutinar las sustancias del suelo influyendo en la disminución de la respiración microbiana y de la actividad enzimática (Dove, et al., 2020). Los principales cambios que se producen en los suelos tras este tipo de incendio son, además, el aumento del pH, la de concentración de la SOM y de C en suelo (Merino, et al., 2018), pudiendo llevar varios años el retorno a niveles previos al incendio (Jiménez-González, et al., 2016) .

La materia orgánica, comúnmente, se ve afectada por los incendios forestales, ya que el fuego altera en buena medida sus propiedades y estructura. Es clave en la fertilidad, la hidrología y los procesos erosivos de los suelos. Y es por ello, por lo que ha sido objeto de estudio durante décadas, sin embargo, pocas investigaciones se han centrado en los cambios en la fracción orgánica directamente inducidos por la acumulación de cenizas en la superficie del suelo.

Algunos componentes inorgánicos presentes en el suelo como el cloruro (Cl^-), el fósforo (P) y el amonio (NH_4^+) aumentan después de los incendios forestales de baja gravedad debido a la incorporación de las cenizas al suelo (Bodí, et al., 2014).

En los incendios forestales de alta severidad, por el contrario, las cenizas tienen una mayor probabilidad de afectar a los componentes inorgánicos, induciendo a una degradación del suelo más severa, con la volatilización de algunos de los principales nutrientes (carbono, nitrógeno, fósforo y azufre) y la consecuente disminución de la cantidad de SOM. Tras el evento incendiario, el pH aumenta debido a la incorporación de las cenizas a la superficie, alterando la solubilidad de los nutrientes del suelo, la agregación de las partículas minerales y la estabilidad de la comunidad microbiana (Finn, et al., 2020). Sin embargo, el aumento del pH del suelo generalmente se considera transitorio, especialmente en los incendios forestales de baja gravedad.

Aunque la generación de ceniza y su posterior hidratación y disolución pueden aumentar los niveles de cationes cambiabiles (es decir, la saturación en bases), el exceso de Ca^+ y K^+ aportados por de las cenizas pueden aumentar la lixiviación de Mg^{2+} .

Muchos de los estudios que se han llevado a cabo tras los incendios, han sido en suelos distintivos de Canarias como los Andisoles (Soil Survey Staff, 2014), suelos que previamente a la generación de cenizas son generalmente ácidos, ($\text{pH} = 5.0 - 6.1$) y ricos en C orgánico (CO) (Molina, et al., 2007). Las características peculiares de este tipo de suelos son la alta retención de fósforo (P) y la alta capacidad de intercambio catiónico (CEC). Es por ello por lo que, tras la filtración del agua a través de la ceniza depositada en la capa superior del suelo provoca la lixiviación de grandes cantidades de cationes básicos que cambian el estado de los nutrientes (Hrelja, et al., 2020), aumentando el pH y la carga superficial negativa del suelo, causando con ello la movilidad o la retención de los nutrientes para las plantas (Molina, et al., 2007).

Los cambios en las propiedades químicas del suelo suelen reflejarse también en sus propiedades físicas. Por ejemplo, las altas concentraciones de Na^+ y K^+ pueden inducir la dispersión de la arcilla y disminuir la estabilidad de los agregados.

Efectos biológicos

Los microorganismos del suelo son componentes clave del ecosistema edáfico porque impulsan entre el 80 y el 90% de los procesos de transformación de materia del suelo, siendo actores principales de su fertilidad y calidad. Además de provocar cambios drásticos en las reservas de carbono (C), los incendios reestructuran las comunidades microbianas, con efectos perdurables en ciertos ecosistemas. Por supuesto, afectan directamente a la microbiota (por mortandad), pero también indirectamente, al transformar su entorno y alterar la disponibilidad y cantidad de nutrientes, la heterogeneidad del entorno y el aumento del pH (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021).

La ceniza es rica en carbono orgánico (CO) y nutrientes solubles disponibles para la planta. El CO está presente en su mayor parte como PyC, y aunque el PyC se considera altamente perjudicial para la actividad microbiana, tiene un componente lábil, fácilmente degradable, capaz por tanto de estimular el crecimiento de las poblaciones microbianas, y elevando las tasas de respiración (Sánchez - García, et al., 2021).

Whitman, et al. (2019) formularon la hipótesis de que sólo la comunidad vegetal y el pH del suelo serían los factores más determinantes de la composición de la comunidad microbiana, mientras que el efecto del fuego podría no ser tan significativo. Así y todo, señalan que los incendios, junto a la comunidad vegetal, el régimen de humedad, el pH, el carbono total y la textura del suelo son predictores esenciales de la composición de la comunidad microbiana. No debe olvidarse que la humedad impulsa la actividad biológica y por ende la respiración del suelo. Por ello, y teniendo en cuenta el bajo contenido en N de las cenizas, no es extraño que la actividad microbiana post-incendio esté fuertemente limitada por el agua. Straaten, et al. (2019) demostraron que durante la estación seca el óxido nitroso (NO) medido en las horas inmediatamente posteriores al incendio fue probablemente producido por la descomposición química del ión nitrito (NO_2^-) en la ceniza, y no por la actividad microbiana.

Por otro lado, ya se había señalado con anterioridad el aumento de los flujos de CO_2 tras la humectación de suelos afectados por el fuego, bien en experimentos de simulación de lluvias, bien tras eventos lluviosos reales. Sin embargo, (Sánchez - García, et al., 2021) demostraron que el pulso de CO_2 tras la humectación de suelo afectado por el fuego fue altamente potenciado por los carbonatos presentes en las

cenizas, siendo 2 o 3 veces mayor tras la adición de cenizas a la superficie. Después de un incendio, la primera humectación moviliza los nutrientes totales, tanto del suelo como de las cenizas, reactiva la actividad microbiana y promueve la liberación de CO₂ almacenado en los poros del suelo. Todo ello da lugar a un corto, pero intenso, periodo de mineralización, explicando el alto flujo de CO₂.

El pH del suelo influye especialmente en la diversidad bacteriana, así como en la proporción global de hongos y bacterias. La comunidad microbiana en los suelos ácidos está dominada por los hongos, mientras que la abundancia bacteriana es mayor cuando el pH del suelo es casi neutro o ligeramente básico (Noyce, et al., 2016). Por esto, algunos autores han descrito una disminución de la biomasa microbiana tras el fuego, con mayor impacto en la biomasa fúngica (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021).

Los microorganismos supervivientes, favorecidos por las condiciones post-incendio, crecen rápidamente aprovechando los nutrientes contenidos en las cenizas. El aumento es en todo caso temporal, y tiende a estabilizarse cuando la disponibilidad del C y nutrientes disminuye. Algunos estudios ni siquiera han constatado esta actividad inicial tras un incendio de gran intensidad (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021).

Se sabe poco sobre los efectos de las cenizas en el metabolismo microbiano del suelo debido a la falta de estudios, en especial por la dificultad de realizar este tipo de estudios en campo. Investigadores como Zhang et al. (2021) han realizado experimentos en condiciones controladas, con cenizas de madera preparadas, señalando resultados similares a lo que cabría esperar por cenizas originadas en un fuego real, tal como ya habrían mencionado años atrás (Noyce, et al., 2016).

Según las propiedades visuales de la ceniza, y como ya se ha mencionado, colores oscuros suelen indicar combustión de intensidad baja a moderada, y viceversa los colores claros. Es importante reiterar esto, pues la ceniza negra contiene una gran cantidad de PyC. Por otro lado, a alta temperatura (> 500°C), los compuestos orgánicos tienden a desaparecer, y los constituyentes de las cenizas blancas se reducen a sílice, óxidos, oxalatos y carbonatos. Por tanto, las propiedades fisicoquímicas de los dos tipos de cenizas producen diferentes impactos en los indicadores biológicos del suelo.

Efectos de las cenizas según sus propiedades

Ceniza negra

La característica principal de este tipo de ceniza consiste en el aporte a los suelos de mayor cantidad de carbono que las cenizas blancas, dando su color característico. Ello implica el aporte de una cantidad considerable de PyC, el cual aumenta el grado de aromaticidad de la fracción orgánica (Bodí, et al., 2014). Como consecuencia (Zhang, et al., 2021) la abundancia relativa de los genes de fijación de carbono habría disminuido indirectamente por las especies reactivas de oxígeno causadas por el PyC. También habría disminuido la abundancia relativa de los genes relacionados con la degradación de la celulosa, quitina, y hemicelulosa, así como la oxidación de metano.

Otros estudios ya habían puesto de manifiesto el contenido de estructuras aromáticas policíclicas y condensadas, (hidrocarburos policíclicos aromáticos, PAHs), tanto en las cenizas negras (en mayor medida) como en las blancas (Wang, et al., 2015). Dichos compuestos estimulan funciones microbianas relacionadas con la degradación de compuestos exóticos de carbono orgánico (PAHs)(Lu, et al., 2020). Por tanto, podemos asumir que los PAHs presentes en los suelos por la adición de cenizas podrían ser una de las razones de la disminución de la abundancia de los genes asociados a la degradación de los compuestos orgánicos de C nativos.

Cenizas blancas

Tal como ya se ha señalado, las partículas de ceniza blanca son más pequeñas, por lo que su acumulación puede obstruir los poros del suelo, reduciendo la porosidad y bloqueando el intercambio gaseoso entre el suelo y la atmósfera. En casos extremos, el medio puede tornarse pobre en oxígeno, favoreciendo a los microorganismos desnitrificantes que reducen el óxido de nitrógeno (N_2O), transformándolos en N_2 (Zhang, et al., 2021). Así pues, estas cenizas pueden alterar la biota y beneficiar a bacterias como *Arthrobacter aurescens*. Dado que esta ceniza es pobre en N, esta bacteria puede tener ventaja competitiva en estos casos, por su capacidad de usar una amplia variedad de compuestos de N para su crecimiento (Noyce, et al., 2016).

Efectos de las cenizas sobre los organismos

Organismos procariotas

El aumento relativo de los filos gram-positivos tras un incendio forestal, significativamente mayor, puede concebirse como un proceso destinado a conservar el N del suelo en zonas bajo alta severidad de quema (Lucas-Borja, et al., 2019). Filos como Firmicutes (*Paenibacillus*) o Proteobacteria (*Phenylobacterium*) fueron más abundantes en dichas áreas, probablemente por su capacidad de afrontar el estrés abiótico (deseccación, calor y el abundancia de nutrientes) y/o a sus estrategias de vida de crecimiento rápido, asociadas a entornos ricos en nutrientes (Ammitzball, et al., 2021). La tolerancia de los Firmicutes se basa en su capacidad de formar esporas en reposo. Los Bacteroidetes también parecen responder positivamente al fuego de baja gravedad, quizá por su rápida respuesta al aumento de los niveles de C orgánico.

En contraste, se ha detectado un importante descenso en las poblaciones de Alphaproteobacterias y Acidobacterias en suelos gravemente quemados. Las primeras (i.e., rizobios) suelen estar asociadas a la rizosfera, y las Acidobacterias tienden a un crecimiento más tardío, además de preferir entornos ácidos, por lo que las cenizas les resultan desfavorables (Ammitzball, et al., 2021). En los experimentos de (Zhang, et al., 2021) las Alfaproteobacterias fueron la clase dominante para la fijación de C en los tratamientos de suelos con cenizas negras, y las Actinobacterias asumieron ese rol en tratamientos con ceniza blanca. A nivel de filo, la abundancia relativa de Firmicutes y Proteobacterias fueron mayores en presencia de altos niveles de cenizas negras. A nivel de clase, esta respuesta se ha observado en Bacilos y Alfaproteobacterias.

Bacterias halófilas como *Allobacillus*, *Alkalibacterium*, *Halocella*, *Nesterenkonia*, *Rhodonellu* y *Salinarimonas*, se consideran indicadoras en suelos tratados con cenizas blancas, debido al aumento derivado de los valores de pH y de conductividad eléctrica.

En suma, los experimentos de Zhang, et al. (2021) indican que la aplicación de distintos tipos de ceniza al suelo causa diferencias en los taxones microbianos detectados. Cualquier ceniza perjudicaría la asimilación de nitrato y la nitrificación, mientras que la ceniza blanca podría potenciar la desnitrificación. Sus resultados proporcionan información valiosa sobre los efectos de estresores ambientales asociados a las cenizas en los rasgos metabólicos de la microbiota del suelo.

Organismos eucariotas

Según la experimentación de Noyce et al. (2016), la aplicación de cenizas de madera a suelos de diferentes características disminuyó la proporción de hongos y bacterias en el suelo, si bien incrementó la diversidad bacteriana y alteró la presencia de algunos taxones, tanto bacterianos como eucariotas.

Al igual que en el caso de la composición de la comunidad de bacterias, la composición de la comunidad de hongos fue más divergente en suelos quemados a alta severidad, dominados por el filo Ascomycota. Entre ellos, los clasificados como *Pezizaceae*, *Pyronema sp.*, *Trichophaea abundans*, *Coniochaeta sp.* y *Anthracobia sp.* suponen las mayores diferencias entre los suelos intensamente quemados y el resto. Los suelos no quemados quedaron dominados por el filo Basidiomycota (Ammitzboll, et al., 2021).

Impactos biológicos a corto, medio y largo plazo

Lógicamente, existe gran variedad en el impacto biológico según la gravedad del incendio, las condiciones posteriores y el tiempo transcurrido tras el evento.

Bajo clima tropical, la biomasa bacteriana aumentó 1-2 meses tras un incendio, disminuyendo la biomasa fúngica. La biomasa microbiana total disminuyó un mes después de un incendio en suelos bajo clima mediterráneo, y dos años después de un incendio forestal bajo el mismo entorno (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021). A medio plazo, la biomasa microbiana puede aumentar o disminuir según condiciones ambientales específicas. Así, (Kang & Park, 2019) constataron una disminución de la diversidad y riqueza microbiana tres años después de una quema prescrita, aumentando la proporción de β -proteobacterias y Firmicutes y disminuyendo la de Acidobacterias.

La diversidad de la comunidad fúngica también se ve afectada a medio plazo. Castaño et al. (2020) observaron una disminución de la abundancia relativa de las especies ectomicorrícicas cuatro años después de un incendio prescrito de gravedad media.

En incendios de gravedad baja o media el impacto del fuego puede desaparecer tras 1 o 2 años; por el contrario, en incendios de alta gravedad con una regeneración lenta de la vegetación o en zonas susceptibles de erosión post-incendio, donde la ceniza no ha podido ejercer su función protectora, se observa un efecto negativo del fuego sobre

los microorganismos del suelo. Estos pueden persistir incluso de 5 a 10 años después del incendio o incluso llegando a ser irreversible (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021).

Capacidad contaminante de las cenizas

El aumento de los incendios forestales no solo aumenta la carga de nutrientes en el suelo sino también la de otros elementos químicos, pudiendo suponer una amenaza potencial para la vegetación, las cadenas tróficas de la fauna del suelo y la composición de la comunidad microbiana (Zhang, et al., 2021).

Los impactos sobre la calidad del agua incluyen turbidez elevada, variabilidad en los niveles de nutrientes, pH y cambios en la cantidad y reactividad de la materia orgánica disuelta (DOM), medida como C orgánico disuelto (DOC), cambios en la conductividad y agotamiento del oxígeno disuelto (Harper, et al., 2019) (Ferrer, et al., 2021).

La mayoría de estudios sobre efectos contaminantes de los incendios en suelos y aguas se han centrado en la masa de escorrentía y los nutrientes. Sólo recientemente se ha prestado mayor atención a las sustancias pirolíticas, ciertos elementos químicos y la reactividad biológica, con especial atención a la producción y movilización de PAHs y metales pesados (Harper, et al., 2019). Ambos presentan una amenaza por su alta toxicidad (potencial carcinogénico, mutagénico y toxicidad reproductiva), su persistencia y tendencia a la bioacumulación (Chen, et al., 2018). Estos contaminantes supondrían un alto impacto para la calidad del agua y la biología del suelo, por su persistencia a medio y largo plazo (Oliveira-Filho, et al., 2018).

Componentes contaminantes

Se ha demostrado que los incendios forestales son una fuente significativa de PAHs, midiendo el aumento de las concentraciones de éstos inmediatamente después de los incendios, con concentraciones entre 4 a 24 veces superior a las concentraciones en suelos no quemados (Chen, et al., 2018). Estos autores indican que, pese a que las cenizas blancas contienen mayor proporción de materia mineral, el grado de aromaticidad en la fracción de materia orgánica extraíble en agua es equiparable al existente en cenizas negras. Las concentraciones de PAHs en suelos moderadamente

quemados son significativamente mayores que en suelos severamente quemados. Por tanto, la gravedad de la quema es un factor importante en este sentido.

En un trabajo muy reciente, Thurman et al. (2020) señalaron que hasta un 10% de la materia orgánica del suelo, tras un incendio, puede convertirse en compuestos orgánicos como ácidos policarboxílicos bencénicos (BPCA) y ácidos carboxílicos piridínicos (PCA). Tras ellos, Ferrer et al. (2021) consiguieron identificar BPCAs con dos y tres grupos carboxilos y sus correspondientes isómeros, tanto en lixiviados de cenizas como en las muestras de agua. Identificaron también el ácido 3,5-piridina dicarboxílico, y otros ácidos aromáticos: ácido quinolínico, ácido naftalénico y ácido benzofuranoico. Según sus datos, las concentraciones en las muestras de cenizas fueron tres órdenes de magnitud superiores a las de las muestras de agua, sugiriendo que la lixiviación de las cenizas aporta gran variedad de PCAs y PAHs al medio (Ferrer, et al., 2021).

A menudo, se asocian los altos niveles de PAHs en suelos forestales a perturbación antropogénica y/o a fuentes naturales. Xiao et al. (2014) hallaron concentraciones elevadas de PAHs en suelos forestales próximos a zonas urbanas, suburbanas y rurales, lo que explica la influencia de las actividades antropogénicas. El problema puede agravarse en presencia de concentraciones elevadas de halógenos, los cuales pueden tener origen natural, como ocurre en ecosistemas forestales próximos al océano, como han indicado (Chen, et al., 2018) en California. En cuanto a su origen antrópico asociado a los incendios, una posible fuente son los retardantes de llama bromados.

La presencia simultánea de halógenos y precursores aromáticos da lugar a los PAH halogenados (XPAH), como los PAH clorados (Cl-PAH) y los PAH bromados (Br-PAH), derivados de los PAH que suscitan gran preocupación por la salud pública. Se generan por la unión de uno o más halógenos a los anillos aromáticos de sus correspondientes PAH de origen. Sin embargo, y pese a la mayor presencia de PAHs en suelos quemados, las concentraciones de Cl-PAH y Br-PAH medidas después de incendios forestales, no son anormalmente elevadas en los suelos (Chen, et al., 2018).

Además de los incendios forestales, algunos estudios (Ma, et al., 2009) (Wang, et al., 2018) han señalado la generación de PAHs a partir de quemas prescritas, muy extendidas como práctica de reducción de combustibles en el mundo. Pese a ello, aún

no queda claro por qué la incineración de residuos urbanos produce cantidades considerables de XPAHs, pero los incendios forestales no.

Efectos contaminantes sobre la biota

Los incendios forestales afectan a la movilización de materia orgánica soluble (DOM) hacia acuíferos. Hohner, et al. (2016) observaron un aumento del 20% en la DOM en muestras de agua superficial un año después del incendio de High Park, cerca de Fort Collins, Colorado. En otro estudio, en aguas cercanas a un incendio en Fourmile Canyon, Colorado, las concentraciones de DOM en arroyos fueron 10 veces mayores que las medidas tras las tormentas (Hohner, et al., 2019). Así pues, las cenizas también han recibido reconocimiento como fuente de contaminación difusa en aguas dulces, así como de impacto perjudicial en la biota de los lagos y arroyos, incluyendo peces, anfibios, macroinvertebrados y algas (Oliveira-Filho, et al., 2018) (Harper, et al., 2019).

Oliveira-Filho et al. (2018) evaluaron los efectos ecotoxicológicos de las cenizas en tres especies diferentes de peces fluviales: *Danio rerio*, *Biomphalaria glabrata* y *Enchytraeus sp.* Sus resultados mostraron que dichos efectos pueden estar relacionados con el aumento de los cationes y aniones y por tanto con cambios químicos y físicos. No se observaron efectos en la tasa de eclosión, ni anomalías en el desarrollo de embriones de *D. rerio* expuestos a la solución de cenizas, por lo que las exposiciones directas a cenizas podrían no presentar toxicidad aguda en esta especie. Por otro lado, la reproducción de *Enchytraeus sp.* sí se vio influida negativamente tras su exposición directa a lixiviados de cenizas, pues el pH alcalino limita su crecimiento. (Oliveira-Filho, et al., 2018). Sin embargo, sí se han observado efectos adversos medibles en la reproducción de algunos caracoles acuáticos (*Biomphalaria glabrata*).

Harper et al. (2019) realizaron pruebas de inmovilización (i.e., número de individuos neonatos incapaces de nadar durante una agitación suave del recipiente de 15 s de duración) con *Daphnia magna*. Este crustáceo es reconocido como indicador sensible de contaminación. Se ensayaron seis concentraciones de ceniza, tratando de representar la variabilidad potencial de diferentes escenarios naturales. Los resultados pusieron de manifiesto que el pH y la CE derivados de la aplicación de cenizas causaron inmovilización significativa en *D. magna*, igual que en otras especies de zooplancton.

También se identificaron altas concentraciones de Cl y NO₃⁻ como componentes característicos clave de tres tipos de cenizas con toxicidad potencial. En lo que se refiere a los PAHs, sin embargo, la falta de relación entre los altos niveles de estos compuestos y la toxicidad encontrada en los organismos diana, plantea cuestiones sobre la biodisponibilidad de los PAH en este contexto.

En una evaluación de la composición de PAH metilados procedentes de material pirogénico derivado de lodos, Frišták et al. (2019) encontraron que durante la pirólisis los PAH metilados se unen principalmente a fracciones de carbono insolubles o quedan atrapados en las estructuras micro porosas del material pirogénico lo que reduce notablemente su biodisponibilidad en sistemas de agua dulce. Esta puede ser una de las razones por las que los PAH no se asocian a la toxicidad en *Daphnia magna*.

Los posibles impactos más sutiles y a más largo plazo de los PAHs en la biota acuática son la reducción de la tasa de crecimiento, la actividad metabólica y la reproducción o el aumento del riesgo de mutación y cáncer. Algunos trabajos (Campos, et al., 2012) han sugerido que invertebrados como *D. magna* son menos sensibles a la contaminación que otras especies, por lo que se espera que los efectos de la contaminación por cenizas en las cadenas tróficas serían indirectos: la toxicidad se propagaría a través de la cadena alimentaria por bioacumulación ascendente. Esta premisa se apoya en otras fuentes (Brito, et al., 2017) (Harper, et al., 2019).

Cramp et al. (2021) expusieron peces y crustáceos a niveles sutiles de cenizas de incendios forestales para determinar si la exposición a ésta y a sedimentos afectaba a la captación, el transporte y el rendimiento aeróbico. También midieron la capacidad de transporte de oxígeno en sangre, los cambios en la estructura de las branquias y, en el caso de dos especies de peces, el rendimiento de la natación. Para todas las especies analizadas, la exposición crónica a las cenizas aumentó la dependencia del oxígeno en los límites de tolerancia térmica; es decir, los animales son menos tolerantes a las altas temperaturas acuáticas tras la exposición a las cenizas y los sedimentos. Además, la exposición redujo el rendimiento de la natación en un 20% en *Apistogramma agassizii*, pero no en *Nannoperca australis*. Tanto en peces como en crustáceos, la exposición a las cenizas produjo daños en las superficies respiratorias. Los embriones de anfibios expuestos a intoxicación aguda por ceniza mostraron anomalías en el desarrollo y

aumento de mortalidad, así como un aumento en la tasa de consumo de energía en las etapas posteriores a la larvaria. En fin, las cenizas indujeron amplia eutrofización, y una mayor variabilidad química del agua (Cramp, et al., 2021).

Estos estudios, entre otros, justifican la preocupación por la capacidad contaminante de las cenizas de incendios forestales en la biota y la calidad del agua, incluso sin la evaluación de los procesos de bioacumulación, por lo que la comprensión de los mecanismos que influyen en la disponibilidad de los componentes contaminantes de las cenizas debe ser un foco de investigación futura.

Papel de la ceniza en la erosión post-incendio

La erosión del suelo está relacionada con el desprendimiento de partículas de sus agregados, causadas por las precipitaciones y el flujo hídrico superficial (también llamado *lavado de la lámina*). Este mecanismo de erosión es complejo, ya que el fuego tiene implicaciones en la infiltración del agua, el flujo superficial y en el desprendimiento del suelo durante los periodos de lluvia, ya que elimina la cubierta protectora de la vegetación (Mataix-Solera, et al., 2011) (Thomaz, 2017).

La cubierta de cenizas que queda tras el incendio es un factor importante a tener en cuenta en la hidrología y la erosión del suelo, ya que la ceniza-suelo actúa como un complejo sistema de dos capas que a veces tiene un efecto ambivalente en la reducción o aumento de la erosión del suelo (Bodí, et al., 2014) (Thomaz, 2017).

Los efectos, ya sean erosivos o protectores que puede producir la ceniza sobre el suelo son muy variables en función de la profundidad y el tipo de ceniza (composición, tamaño de las partículas tamaño de las partículas, propiedades hidrológicas), del tipo de suelo (tamaño de las partículas, porosidad) y de las características de las precipitaciones (momento, duración e intensidad) (Bodí, et al., 2014).

Efecto protector

Algunos estudios ponen de manifiesto que la ceniza puede reducir significativamente la escorrentía y la erosión de las zonas quemadas durante un corto periodo posterior al incendio (León, et al., 2015), observando que el mayor peligro ocurrirá cuando la capa

de ceniza haya sido eliminada por la erosión del viento y del agua, sobre todo después de incendios de alta severidad (Balfour & Woods, 2013) (P. Jiménez-Pinilla, 2015).

La capa de ceniza retrasa y reduce la escorrentía superficial proporcionalmente a su espesor, sin embargo, el flujo superficial podría aumentar si éste es inferior a 1 cm (Woods & Balfour, 2010) (Bodí, et al., 2014). El tipo y la profundidad de la ceniza son factores clave en la hidrología del suelo tras un incendio forestal (Balfour, 2015).

Thomaz (2017) determinó que las cenizas de distinta tonalidad tienen propiedades que pueden afectar de distinto modo a los procesos erosivos. Así, la ceniza negra protege contra la erosión del suelo y mejora la infiltración del agua, mientras que la ceniza gris cambia drásticamente la hidrología de la capa superior del suelo y la erosión interdiluvial. Más específicamente, la ceniza negra pudo retener agua, generando menor escorrentía en caso de saturación completa. Además, mejoró la infiltración de agua en el suelo en relación a las cenizas de tonos más claros. Por ello, la ceniza negra supuso una pérdida de sedimentos tres veces y media menor que la del suelo desnudo y la ceniza gris-blanca. La ceniza con restos vegetales carbonizados redujo la erodabilidad del suelo, actuando como una cubierta de mantillo y protegiendo la superficie frente al impacto de las gotas de lluvia (*rainsplash*) y el desprendimiento de partículas.

En este estudio, la ceniza gris-blanca sí produjo cambios en la hidrología del suelo, ya que sus partículas más finas obstruyeron los poros del suelo, sellando su superficie. Así, el aporte de agua excede la capacidad de infiltración y genera un flujo superficial. La ceniza gris redujo la infiltración cinco veces más que la ceniza negra y cuatro veces más que el suelo desnudo. La tasa de escorrentía resultó ser menor del 7% bajo ceniza negra, 12% en suelo desnudo y del 19% en el caso de la ceniza gris (Thomaz, 2017).

Efecto erosivo

Hoy está firmemente establecido que la salpicadura es la primera etapa en la erosión hídrica del suelo, colapsando los agregados menos estables. Esto se debe al impacto de las gotas de lluvia y al consecuente desprendimiento de las partículas, sobre todo en lugares con baja cubierta vegetal (Kavian, et al., 2018) (Fernández-Raga, et al., 2021).

Inmediatamente después del incendio, las propiedades absorbentes de ciertos tipos de ceniza pueden reducir la generación de escorrentía a una tasa insignificante, y

disminuir la repelencia al agua del suelo. Sin embargo, investigaciones recientes también establecen que esta capacidad está limitada en el tiempo, por lo que la superficie queda drásticamente expuesta al impacto de las gotas de lluvia.

Hasta ahora se ha considerado que un aumento de la repelencia al agua causado por la incorporación de cenizas al suelo aumentará la escorrentía superficial y la erosión (Jordán, et al., 2011) (Bodí, et al., 2014). Otros autores (Bako, et al., 2016) puntualizan que esto sólo ocurre cuando el suelo alcanza un punto de saturación tal que el impacto de las gotas puede transportar el material separado de los agregados del suelo. Hoy no hay consenso definido sobre todo ello, por la influencia de factores tan diversos como el tipo y estabilidad estructural, la porosidad, la presencia de fragmentos de roca, el desarrollo de las raíces o la textura del suelo (Fernández-Raga, et al., 2021).

Sí se ha observado que la ceniza contribuye a los movimientos de masas post-incendio, como los flujos masivos de sedimentos y escombros en caso de grandes eventos erosivos asociados a tormentas intensas y condiciones de flujo máximo. Se sugiere que cuando la ceniza ha retrasado el flujo superficial y está completamente saturada, la escorrentía comienza de modo repentino, incorporando más ceniza y otras partículas finas, aumentando la viscosidad del flujo inicial, lo que induce una reducción de su velocidad de sedimentación dentro del lodo, y hace que el flujo se vuelva más denso, ejerciendo una mayor tensión de cizalladura en la pendiente. A su vez, la adición de material fino disminuye la velocidad de sedimentación del material más grueso, aumentando así la densidad del flujo y su erosividad (Bodí, et al., 2014).

Una capa de ceniza rica en sodio y potasio puede dispersar las partículas del suelo tras las primeras lluvias, o bien cuando estos iones entran en el perfil del suelo, lo que aumenta la vulnerabilidad del suelo a la erosión post-incendio (Francos, et al., 2016).

En suma, la ceniza tiene un efecto ambivalente en los procesos hidro-erosivos post-incendio. La vegetación, el tipo de suelo, la gravedad del incendio y el régimen de lluvias desempeñan un papel importante en él (Thomaz, 2017). La capa de ceniza puede ser el primer y más efectivo protector del suelo inmediatamente después de un incendio, reduciendo la escorrentía y la erosión del suelo, y aumentando el almacenamiento y la infiltración del agua. Dada la vulnerabilidad de los suelos

quemados al impacto de las gotas de lluvia y al desprendimiento de partículas, la protección que ofrece la ceniza es de gran importancia (Francos, et al., 2016).

Es fundamental conocer el papel de la ceniza en la erosión, ya que ayuda a mejorar la gestión post-incendio, encaminada a reducir las pérdidas de suelo y agua, aumentar la capacidad de recuperación del ecosistema, restaurar las funciones ecológicas y gestionar los combustibles residuales (Francos , et al., 2018).

Conclusiones

1. La cantidad y propiedades de las cenizas producidas en un incendio forestal o quema dependen de numerosos factores, por lo que sus propiedades fisicoquímicas no son comparables entre sí y pueden dar lugar a diferentes impactos biológicos y abióticos del suelo.
2. La ceniza puede ejercer un papel protector del suelo tras los incendios, y es también una importante fuente de nutrientes para ellos.
3. Los filos grampositivos como Firmicutes (género *Paenibacillus*) o Proteobacteria (género *Phenylobacterium*) aumentaron tras los incendios. En contraste con estos taxones resistentes, las Alphaproteobacterias y las Acidobacterias disminuyeron después de la deposición de cenizas al medio.
4. Al igual que para la comunidad de bacterias, la composición de la comunidad de hongos fue más divergente en los suelos quemados de alta severidad, estando dominadas por el filo Ascomycota. Por el contrario, los suelos no quemados estaban dominados por el filo Basidiomycota.
5. El impacto de un incendio o quema en zonas donde la ceniza no ha podido ejercer su función puede persistir entre 5 a 10 años, o ser incluso irreversible.
6. Se ha demostrado que las concentraciones de PAH en suelos moderadamente quemados, es decir, en parcelas con presencia de cenizas negras, son mayores. Por lo que el factor de la quema es un factor para tener en cuenta. Sin embargo, las altas concentraciones de estos contaminantes también son originado por perturbaciones antropológicas.

7. En los últimos años se han medido impactos variables de contaminación por cenizas en biota de agua dulce, con efectos directos o indirectos debido a los cambios físicos y químicos que produce en el medio.
8. La capa de ceniza tiene un efecto ambivalente en los procesos erosivos post-incendio, pudiendo actuar como capa protectora reduciendo la escorrentía.

Conclusions

1. The quantity and characteristics of the ash produced during a forest fire or burn depend on an infinite number of factors, which is why the different physicochemical properties of the resulting ash types are not comparable and can give rise to different biological and abiotic impacts on the soil.
2. Ashes can not only play a valuable role in protecting soils after fires, but is also an important source of soil nutrients.
3. Populations of Gram-positive phyla as Firmicutes (*Paenibacillus*) or Proteobacteria (*Phenylobacterium*) increased after the fires. By contrast, Alphaproteobacteria and Acidobacteria decreased after ash supplies.
4. As for bacterial community, the composition of fungal communities was more diverse under severely burned soils, being dominated by Ascomycota. In contrast, unburned soils were dominated by the phylum Basidiomycota.
5. The impact of a fire in areas where the ash could not perform its function may persist even 5 to 10 years after the fire or even become irreversible.
6. It has been shown that PAH concentrations in moderately burned soils, that is, in plots with the presence of black ash, are higher. Therefore, the burning factor is a factor to be taken into account. However, high concentrations of these pollutants are also caused by anthropological disturbances
7. In more recent years, diverse impact from ash contamination on freshwater biota has been detected, either direct or indirect, by damages caused by physical and chemical changes in the environment.
8. The ash layer has an ambivalent effect on post-fire hydro-erosional processes. It acts mainly as a protective layer, reducing runoff and erosion.

Bibliografía

- Ammitzball, H. et al., 2021. Diversity and abundance of soil microbial communities decline, and community compositions change with severity of post-logging fire.. *Molecular Ecology*.
- Bako, A. N. et al., 2016. Pressure and shear stress caused by raindrop impact at the soil surface: Scaling laws depending on the water depth. *Earth Surface Processes and Landforms* .
- Balfour, V. N., 2015. Determining wildfire ash saturated hydraulic conductivity and sorptivity with laboratory and field methods. *Catena*.
- Balfour, V. N. & Woods, S. W., 2013. The hydrological properties and the effects of hydration on vegetative ash from the Northern Rockies, USA. *Catena*, pp. 9-24.
- Barreiro, A. & Díaz-Raviña, M., 2021. Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity.. *Environmental Science & Health*.
- Bianchi, S. R., Miyazawa, M., Oliveira, E. L. & Pavan, M. A., 2008. Relationship between the Mass of Organic Matter and Carbon in soil.. *Brazilian archives of biology and technology*.
- Bodí, M. B. et al., 2014. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*.
- Bodí, M. B., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H. & Cerdà, A., 2011. The wettability of ash from burned vegetation and its relationship to Mediterranean plant species type, burn severity and total organic carbon content.. *Geoderma*, pp. 599-607.
- Brito, D. Q., Passos, C. J. S., Muniz, D. H. F. & Oliveira-Filho, E. C., 2017. Aquatic ecotoxicity of ashes from Brazilian savanna wildfires. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Brook, A. et al., 2018. Structural heterogeneity of vegetation fire ash. *Wiley Online Library*.
- Campos, I. et al., 2012. Assessment of the toxicity of ash-loaded runoff from a recently burnt eucalypt plantation. *European Journal of Forest Research*.
- Carracedo Martin, V., Diego, C., García, J. C. & Rasilía, D. F., 2009. *Los incendios forestales*. Barcelona: Davinci Continental, S.L..
- Castaño, C. et al., 2020. Resistance of the soil fungal communities to medium-intensity fire prevention treatments in a Mediterranean scrubland.. *Forest Ecology and Management*.
- Chen, H. et al., 2018. Wildfire Burn Intensity Affects the Quantity and Speciation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils. *ACS Earth and Space Chemistry*.

- Cramp, R. et al., 2021. Impacts of post-fire ash and runoff sediment on the physiological tolerances of Australian freshwater aquatic fauna. *National Environmental Science*.
- Dove, N. C. et al., 2020. High-severity wildfire leads to multi-decadal impacts on soil biogeochemistry in mixed-conifer forests. *Ecological Applications*.
- Fernández-Raga, M. et al., 2021. Determining the potential impacts of fire and different land uses on splash erosion in the margins of drylands. *Journal of Arid Environments*.
- Ferrer, I. et al., 2021. Wildfires: Identification of a new suite of aromatic polycarboxylic acids in ash and surface water.. *Science of the Total Environment*.
- Finn, D., Yu, J. & Penton, C. R., 2020. Soil quality shapes the composition of microbial community stress response and core cell metabolism functional genes. *Applied Soil Ecology*.
- Finney, M. A., 2021. The wildland fire system and challenges for engineering. *Fire Safety Journal*.
- 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*.
- Francos, M. et al., 2016. Impact of an intense rainfall event on soil properties following a wildfire in a Mediterranean environment (North-East Spain). *Science of the Total Environment*, pp. 1353-1362.
- Frišták, V. et al., 2019. Monitoring of methylated naphthalenes in sludge-derived pyrogenic carbonaceous materials. *Chemosphere*.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. & Knicker, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter.. *Environment International*.
- Hannam, K., Fleming, R., Venier, L. & Hazlett, P., 2019. Can Bioenergy Ash Applications Emulate the Effects of Wildfire on Upland Forest Soil Chemical Properties?. *Soil Science Society of America Journal*.
- Harper, A. R. et al., 2019. Chemical composition of wildfire ash produced in contrasting ecosystems and its toxicity to *Daphnia magna*. *International Journal of Wildland Fire*.
- Hierro, R. S., 2012. *Apuntes de silvicultura*. s.l.:Fundación Conde del Valle de Salazar.

- Hohner, A. et al., 2016. Drinking water treatment response following a Colorado wildfire.. *Water Research*.
- Hohner, A., Rhoades, C., Wilkerson, P. & Rosario-Ortiz, F., 2019. Wildfires alter forest watersheds and threaten drinking water quality.. *Accounts of Chemical Research*.
- Hrelja, I., Šestak, I. & Bogunovic, I., 2020. Wildfire Impacts on Soil Physical and Chemical Properties - A Short Review of Recent Studies. *Agriculturae Conspectus Scientificus*.
- Jiménez-González, M. A. et al., 2016. Post-fire recovery of soil organic matter in a Cambisol from typical Mediterranean forest in Southwestern Spain. *Science of the Total Environment*.
- Jiménez-Pinilla, P., E. L. M.-S. A. J. L. Z., 2015. Temporal changes in soil water repellency after a forest fire in a Mediterranean calcareous soil: Influence of ash and different vegetation type. *Science of the Total Environment*.
- Jordán, A. et al., 2016. Wettability of ash conditions splash erosion and runoff rates in the post-fire.. *Science of The Total Environment*.
- Jordán, A. et al., 2011. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena*.
- Kang, J. W. & Park, . Y. D., 2019. Effects of deforestation on microbial diversity in a Siberian larch (*Larix sibirica*) stand in Mongolia.. *Journal of Forestry Research*.
- Kavian, A. et al., 2018. The increase of rainfall erosivity and initial soil erosion processes due to rainfall acidification. *Hydrological Processes*.
- Keeley, J. E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage,. *International Journal of Wildland Fire*, p. 116–126.
- Keeley, J. G. P. a. J. E., 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Front Ecol Environ* , p. 289–295.
- Key, C. & Benson, N., 2006. The Composite Burn Index (CBI) Field rating of burn severity. In: D. Lutes, et al. eds. *Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio*. Ogden(Utah): USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. LA1-51.
- Kinner, D. A. & Moody, J. A., 2008. Infiltration and Runoff Measurements on Steep Burned Hillslopes Using a Rainfall Simulator with Variable Rain Intensities. *Geological Survey Scientific Investigations Report*.

- Knelman, J. E. et al., 2015. Fire severity shapes plant colonization effects on bacterial community structure, microbial biomass, and soil enzyme activity in secondary succession of a burned forest. *Soil Biology & Biochemistry*.
- Knicker, H., González-Vila, F. J. & González-Vázquez, R., 2013. Biodegradability of organic matter in fire-affected mineral soils of Southern Spain. *Soil Biology & Biochemistry*.
- León, J., Echeverría, M., Martí, C. & Badía, D., 2015. Can ash control infiltration rate after burning? An example in burned calcareous and gypseous soils in the Ebro Basin (NE Spain). *Catena*, p. 377–382.
- Lucas-Borja, M. et al., 2019. Immediate fire-induced changes in soil microbial community composition in an outdoor experimental controlled system.. *Science of the Total Environment*.
- Lu, H. et al., 2020. Effects of biochar on soil microbial community and functional genes of a landfill cover three years after ecological restoration.. *Science of The Total Environment*.
- Madariaga y Apellániz, J. I. d., 2003. *La protección penal frente a los incendios forestales en España*. s.l.:Dykinson.
- Ma, J. et al., 2009. Chlorinated and parent polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples from an electronic waste recycling facility and a chemical industrial complex in China. *Environmental Science & Technology*.
- Marion, G., Moreno, J. M. & Oechel, W. C., 1991. Fire Severity, Ash Deposition, and Clipping Effects on Soil Nutrients in Chaparral. *Soil Science Society of America*.
- Mataix-Solera, J. et al., 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*.
- Merino, A. et al., 2018. Inferring changes in soil organic matter in post-wildfire soil burn severity levels in a temperate climate. *Science of the Total Environment*.
- Molina, M. et al., 2007. Impact of forest fire ash on surface charge characteristics of andisols. *Soil Science*.
- Noyce, G. L. et al., 2016. Soil microbial responses to wood ash addition and forest fire in managed Ontario forests.. *Applied Soil Ecology*.
- Oliveira-Filho, E. C. et al., 2018. Effects of ashes from a Brazilian savanna wildfire on water, soil and biota: An ecotoxicological approach. *Science of The Total Environment*.
- Pausas, J. G., 2012. *Incendios forestales. Una visión desde la ecología*.. s.l.:Catarata y CSIC.

- Pereira, P., Brevik, E. C., Bogunovic, I. & Estebarranz-Sánchez, F., 2018. Ash and soils. A twin relationship in fire-affected areas. In *Fire Effects on Soil Properties*. *CSIRO Publishing*, pp. 39-67.
- Pereira, P., Úbeda, X. & Martín, D. A., 2012. Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma*, pp. 105-114.
- Richter, C. et al., 2019. The species diversity x fire severity relationship is hump-shaped in semiarid yellow pine and mixed conifer forests. *Ecosphere*.
- Sánchez - García, C. et al., 2021. Wildland fire ash enhances short-term CO₂ flux from soil in a Southern African savannah. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. s.l.:US Department of Agriculture.
- Straaten, O. v., Doamba, S. W., Corre, M. D. & Veldkamp, E., 2019. Impacts of burning on soil trace gas fluxes in two wooded savanna sites in Burkina Faso. *Journal of Arid Environments*.
- Thomaz, E. L., 2017. Ash physical characteristics affects differently soil hydrology and erosion subprocesses. *Land Degradation & Development*.
- Thurman, E. M. et al., 2020. Molecular Identification of Water-Extractable Organic Carbon from Thermally Heated Soils: C-13 NMR and Accurate Mass Analyses Find Benzene and Pyridine Carboxylic Acids. *Environmental Science & Technology*.
- Úbeda, X., Pereira, P., Outeiro, L. & Martín, D., 2009. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of Cork oak (*Quercus suber*). *Wiley InterScience*.
- Wang, J.-J. et al., 2015. Wildfire Altering Terrestrial Precursors of Disinfection Byproducts in Forest Detritus.. *Environmental Science and Technology*.
- Wang, Q. et al., 2018. Effects of characteristics of waste incinerator on emission rate of halogenated polycyclic aromatic hydrocarbon into environments. *Science of the Total Environment*.
- Whitman, T. et al., 2019. Soil bacterial and fungal response to wildfires in the Canadian boreal forest across a burn severity gradient. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Woods, S. W. & Balfour, V. N., 2010. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology*.

Xiao, Y., Tong, F., Kuang, Y. & Chen, B., 2014. Distribution and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in forest soils from urban to rural areas in the Pearl River Delta of southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.

Zhang, Y. et al., 2021. Bacterial response to soil property changes caused by wood ash from wildfire in forest soils around mining areas: Relevance of bacterial community composition, carbon and nitrogen cycling.. *Journal of Hazardous Materials*.