

Impacto de la estabilización de laderas mediante fajinas en la diversidad de comunidades fúngicas del suelo

Impact of slope stabilization using brushwood on the diversity of soil fungal communities

Plaza Álvarez, Pedro Antonio¹; Arias Calderón, Rocío²; Lucas Borja, Manuel
Esteban¹; Carmona Yañez, María Dolores¹; Ghanatsaman, Asma Amiri³;
Monreal Montoya, José Antonio²

¹ *Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética, Universidad de Castilla-La Mancha*

² *Departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria, Universidad de Castilla-La Mancha*

³ *Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad (Iran)*

* Autor de correspondencia: Pedro.plaza@uclm.es

Resumen

En ambientes semiáridos, los incendios pueden tener efectos adversos en la micoflora del suelo. Las actuaciones de restauración post-incendio pueden crear condiciones más favorables para la recolonización de la comunidad biológica.

Este estudio tiene como objetivo conocer el efecto de las actuaciones de restauración post-incendio sobre la micoflora del suelo de un bosque tras sufrir un incendio en julio 2012 en la Sierra de los Donceles (Hellín, Albacete). Este incendio, abarcó 6.500 ha de un paisaje forestal semiárido dominado por *Pinus halepensis* Mill. con sotobosque de *Macrochloa tenacissima* L., *Quercus coccifera* L., *Rhamnus lycioides* L. y *Rhamnus alaternus* L. El diseño experimental incluyó 9 parcelas de 90 m² de superficie distribuidas aleatoriamente, divididas en zona afectada por el incendio sin tratamientos de restauración (3), zonas quemadas con tratamientos de restauración (3) y otras 3 parcelas en una zona control sin quemar. Se extrajeron muestras de suelo de 10-20 cm de profundidad en la primavera de 2023. Las muestras fueron procesadas por el método de las diluciones, sembradas en medio agar-malta e incubación 23 ± 2 °C por 5 a 7 días, y las colonias se identificaron hasta nivel de género por taxonomía clásica.

Los resultados mostraron que los tratamientos de restauración post-incendio aumentaron significativamente la diversidad (calculada según Shannon) y la riqueza de especies analizadas, frente a la zona quemada sin tratamiento y la zona control.

Palabras claves: Biología del suelo, ecología de incendios, índice de Shannon, micobiota del suelo, restauración ecológica.

Abstract

In semiarid environments, fires can have adverse effects on the soil mycoflora. Post-fire restoration actions can create more favorable conditions for the recolonization of the biological community. This study aims to understand the effect of post-fire restoration actions on the soil mycoflora of a forest that burned in July 2012 in the Sierra de los Donceles (Hellín, Albacete). The fire affected 6,500 hectares of a semiarid forest landscape dominated by *Pinus halepensis* Mill., with an understory of *Macrochloa tenacissima* L., *Quercus coccifera* L., *Rhamnus lycioides* L., and *Rhamnus alaternus* L.

The experimental design included nine (90 m²) plots randomly distributed and divided into three areas: burned areas without restoration treatments (3), burned areas with restoration treatments (3), and control plots in an unburned area (3). Soil samples were collected from a depth of 10–20 cm in the spring of 2023. The samples were processed using the dilution method, plated on malt agar medium, and incubated at 23 ± 2 °C for 5 to 7 days, with colonies identified to the genus level through classical taxonomy.

The results showed that post-fire restoration treatments significantly increased the diversity (calculated according to the Shannon index) and species richness compared to the burned area without treatment and the control area.

Keywords: ecological restoration, fire ecology, Shannon index, soil biology, soil mycobiota.

1. Introducción

Los incendios forestales afectan a la mayoría de los componentes del ecosistema forestal (Silvestro *et al.*, 2021), y esto se puede traducir en un aumento de la escorrentía superficial y la erosión del suelo (Lucas-Borja *et al.*, 2020), pérdida de biodiversidad (Pastro *et al.*, 2011) y la degradación de la calidad del suelo. En las zonas mediterráneas, estos impactos del fuego pueden ser aún más severos en comparación con otros entornos, debido a las largas condiciones de sequía y la fragilidad del suelo.

Para limitar estos impactos, se pueden aplicar varias técnicas de gestión posterior al incendio, con el fin de restaurar la funcionalidad del bosque anterior al incendio. Las actuaciones de restauración post-incendio, al reducir la erosión, aumentan la humedad y retienen los nutrientes, creando condiciones más favorables para la recolonización de la comunidad biológica. La influencia de las diversas técnicas de manejo post-incendio en los hongos ha sido poco estudiada hasta ahora (Kutorga *et al.*, 2012).

La dinámica de los microorganismos del suelo afectados por el fuego también ha sido poco estudiada (Certini *et al.*, 2021). Los microorganismos del suelo son componentes clave del ecosistema, ya que sus acciones influyen en muchos procesos del suelo y son impulsores de la calidad del suelo. Debido a esta importancia, los impactos del fuego sobre los microorganismos del suelo determinarán en gran medida la recuperación del suelo después del incendio (Barreiro y Díaz-Raviña, 2021).

Los incendios forestales pueden afectar a las comunidades microbianas del suelo tanto directamente (es decir, a través del calentamiento, que afecta a la supervivencia y composición de las comunidades de microorganismos) como indirectamente (influyendo en la dinámica de las plantas hospederas o cambiando las propiedades físico-químicas del suelo) (Bowd *et al.*, 2022). Entre los microorganismos del suelo, las bacterias generalmente resisten mejor a los efectos directos del fuego que los hongos (Pressler *et al.*, 2019), ya que, después de cambios inmediatos y severos en abundancia y diversidad, su recuperación es generalmente rápida debido a la rápida capacidad reproductiva (Silvestro *et al.*, 2021). Los impactos del fuego sobre los hongos son más variables y dependen de la especie, la vegetación y el tipo de suelo, así como de la gravedad y frecuencia de los incendios (Fox *et al.*, 2022). Los hongos son un componente dominante de los microorganismos del suelo, ya que actúan como mutualistas, descomponedores y patógenos, desempeñando así funciones esenciales en los ecosistemas del suelo (Buscardo *et al.*, 2015).

En este estudio se ha analizado la diversidad de las comunidades fúngicas afectadas por los cambios en suelos no quemados, así como en un bosque del centro-este de España quemado hace unos diez años por un incendio forestal severo y luego restaurado por barreras de erosión de troncos como acción de manejo posterior al incendio.

2. Material y métodos

2.1. Descripción de la zona de estudio

La investigación se llevó a cabo en un bosque de la Sierra de los Donceles (Hellín, Provincia de Albacete, Región de Castilla La-Mancha, Centro-Este de España) a una altitud entre 300 m y 800 m sobre el nivel medio del mar. El clima de la provincia es mediterráneo semiárido (tipo "Csa" según la clasificación de Köppen), con temperatura media anual de 16,6 °C y una precipitación de 321 mm (esta última concentrada principalmente en otoño y primavera) (datos meteorológicos de la Agencia Española de Meteorología, AEMET, periodo 1990-2014).

La vegetación dominante es un bosque de *Pinus halepensis* Mill. y un estrato arbustivo que incluye coscoja (*Quercus coccifera* L.), espino negro (*Rhamnus lycioides* L.), esparto (*Macrochloa tenacissima* (L) Kunth), espino cerval italiano (*Rhamnus alaternus* L.), espárragos grises (*Asparagus horridus* L.) y otras especies (*Pistacia lentiscus* L., *Genista spartioides* subsp. *retamoides* (Spach)). Los suelos, bastante homogéneos, son aridisoles cálcicos con una textura franco a franco arenosa (Sistema de Taxonomía de Suelos del USDA).

En julio de 2012, un grave incendio forestal arrasó con la vegetación mediterránea en el bosque, y en otoño de ese mismo año, para la restauración en algunas zonas se realizaron labores de desembosque de la madera más quemada y parte de ella se usó para la ejecución de fajinas para el control de la erosión y estabilización de laderas siendo estas construidas con restos de los árboles quemados y ramas de los mismos ancladas al suelo mediante estacas siguiendo las curvas de nivel, en otras zonas no se realizaron tratamientos de saca de madera ni apeo de los árboles dejando el flujo natural del ecosistema tras el incendio.

2.2. Instalación de las parcelas y diseño experimental

El diseño experimental incluyó 9 parcelas de 90 m² de superficie cada una distribuidas aleatoriamente: 3 parcelas en zona afectada por el incendio sin tratamientos de restauración, 3 en zonas quemadas donde se establecieron fajinas con restos de madera quemada y otras 3 parcelas en una zona control sin quemar. En la primavera de 2023 se extrajeron 5 muestras de suelo de entre 10-20 cm de profundidad en cada parcela con una disposición de 5 de oros, unificándolas en una única bolsa. Las muestras fueron procesadas por el método de las diluciones, sembradas en medio agar-malta e incubación 23 ± 2 °C por 5 a 7 días. Los hongos aislados se identificaron hasta nivel de género por taxonomía clásica. Para el análisis estadístico se han usado los índices de diversidad: Riqueza y Shannon analizados con el software "PRIMER" (versión 6).

2.3. Análisis de comunidades fúngicas

De cada muestra de suelo recogida y a partir de la solución madre (10^{-1}) se prepararon diez placas de Petri para cada dilución (10^{-2} a 10^{-5}) y se almacenaron en una

cámara de incubación durante 7 días. Todas las placas de Petri se prepararon con el mismo medio y se cultivaron en las mismas condiciones de laboratorio para evitar sesgos. Después de este tiempo, todas las colonias fueron contadas e identificadas con microscopio. A partir de estos muestreos y conteos, se calculó la diversidad de comunidades fúngicas para cada muestra del suelo, adoptando como indicadores la riqueza de especies (número total de especies diferentes) y la diversidad expresada por el Índice de Shannon que tiene en cuenta tanto la riqueza como la abundancia relativa de cada especie (Shannon, 1948): Cuando Shannon es igual a 0, no se encuentra diversidad de especies, mientras que la diversidad máxima indica que todas las especies tienen el mismo número de individuos.

2.4. *Análisis estadístico*

Se aplicó un ANOVA de una vía a los índices de diversidad de hongos. El factor independiente fue la muestra del suelo con tres niveles (Control, Bosque quemado sin tratamiento y Bosque quemado con tratamientos). Los datos se transformaron en raíz cuadrada cuando no se cumplieron los supuestos del ANOVA de igualdad de varianza y distribución normal. Las comparaciones pareadas por la prueba de Tukey (a $p < 0.05$) evaluaron la significación estadística de las diferencias en las variables de respuesta entre las muestras del suelo. Para explorar la agrupación de los diferentes tratamientos, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA) utilizando el software Primer.

3. Resultados

Los resultados mostraron que los tratamientos de restauración post-incendio aumentaron significativamente la diversidad y la riqueza de especies analizadas, frente a la zona quemada sin tratamiento y la zona control (*Fig. 1*). La mayor riqueza en especies se encontró en los suelos quemados con tratamiento post-incendio con fajas (8.13 ± 1.93) siendo menor en los suelos quemados sin actuación post-incendio (5.7 ± 1.68) y aún menor en los suelos sin quemar (4.10 ± 1.49). La abundancia de géneros medida mediante Shannon obtuvo el mismo comportamiento que la riqueza siendo mayor en las parcelas ubicadas en las zonas quemadas con tratamiento post-incendio con fajas (2.03 ± 0.23), seguido de la zona incendiada sin tratamientos post-incendio (1.66 ± 0.37) y el valor más bajo para las parcelas ubicadas en la zona sin incendio (1.33 ± 0.38). El análisis ANOVA nos indica un P-Valor = 0.029 con un Pseudo-F = 3.704 en cuanto a la abundancia de géneros. En la distribución bidimensional del análisis de componentes principales podemos observar que cómo se ha expuesto anteriormente, aunque las diferencias son significativas no hay un gran distanciamiento entre los diferentes tratamientos, quedando más agrupados los datos en el tratamiento de zonas incendiadas con fajas, pero estando solapadas las distribuciones de los 3 tratamientos (*Fig. 1*).

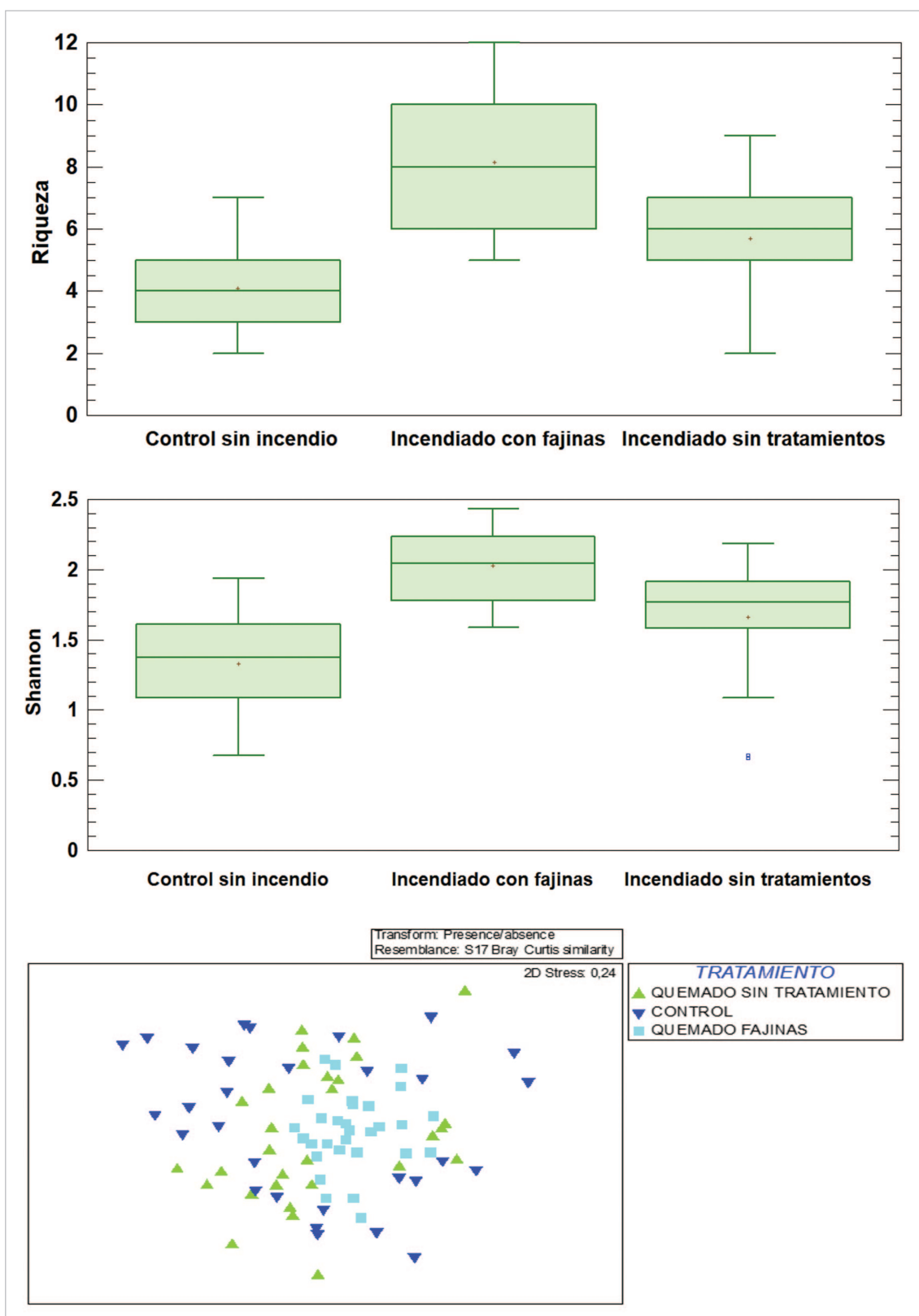


Figura 1. Gráficas de Riqueza, diversidad de Shannon y Análisis de Componentes principales del ANOVA

4. Discusión

4.1. Caracterización de los hongos y su diversidad

La diversidad y composición de las comunidades fúngicas del suelo muestran una gran variabilidad espacial y temporal. La literatura es bastante unánime sobre la gran sensibilidad de las comunidades fúngicas al fuego con diferente severidad (Barreiro y Díaz-Raviña, 2021; Certini *et al.*, 2021), pero sus respuestas pueden ser extremadamente variables y contrastantes dependiendo de varios factores que impulsan la dinámica de las comunidades microbianas después de los incendios (Lucas-Borja *et al.*, 2024), como factores climáticos (Hawkes *et al.*, 2011), intensidad y frecuencia del fuego (Bárcenas-Moreno *et al.*, 2011), ordenación forestal (Kutorga *et al.*, 2012), y las propiedades del suelo y el tipo de vegetación (McMullan-Fisher *et al.*, 2011).

Este estudio está en estrecha concordancia con estos hallazgos, debido al largo tiempo transcurrido desde las perturbaciones forestales posteriores al incendio forestal. El número de individuos, así como la riqueza de especies, aumentaron después del incendio forestal y el tratamiento. Estas perturbaciones también modificaron la distribución de los individuos entre las especies, y las comunidades fúngicas evolucionaron a especies más abundantes (mostradas por el aumento de Shannon). De la investigación se desprende que los tratamientos post-incendio han incrementado la biodiversidad fúngica más que las zonas incendiadas sin tratamientos, favoreciendo la dominancia de algunos géneros, como *Penicillium* y *Cladosporium*. *Gliocladium* resultó ser el género que mejor se adaptó al fuego, como lo demuestra la presencia relativamente uniforme entre las diferentes muestras del suelo. Hongos como *Penicillium* sps se encontraron solo en sitios no quemados en un maquis mediterráneo (Rutigliano *et al.*, 2013) mientras *Aspergillus ustus*, *A. wentii*, *Gilmanella humicola* y *Torula herbarum* solo se encontraban en suelos quemados.

Sin embargo, tampoco la literatura sobre la diversidad fúngica después de los incendios forestales es unánime. Existen casos sin efectos sobre la abundancia de hongos en el suelo en un ambiente diferente después de un incendio de baja severidad y transcurrido mucho tiempo desde la perturbación del fuego.

En general se observa una disminución monótona en la riqueza y diversidad de hongos con un aumento de la perturbación por la combinación de sequía e incendios forestales (Dove y Hart, 2017), mientras que Martín-Pinto *et al.*, 2006 informan de una reducción en la diversidad de especies de hongos totales, micorrícicos y saprófitos en las parcelas quemadas, mostrando una disminución general de la riqueza en estas parcelas. Sin embargo, la disminución de la riqueza y diversidad fúngica es solo provisional, como encontraron Barreiro y Díaz-Raviña, 2021.

También en este estudio observamos que la cubierta del suelo, aunque no significativamente diferente entre las muestras del suelo, puede verse favorecida por la descomposición debido a la mayor presencia de hongos en los suelos quemados, y principalmente en el caso de la instalación de fajinas. Esto está en estrecha concordancia con Fox *et al.*, 2022 quienes informan que los incendios afectan indirectamente a la composición de la comunidad fúngica, gracias al aumento de la materia

orgánica pirogénica procedente de la madera y la hojarasca. Esta materia orgánica sirve como fuente de alimento para ciertos hongos, y la necromasa generada por el fuego proporciona oportunidades nutricionales para los hongos supervivientes (Bruns *et al.*, 2020). Es bien sabido que la madera muerta genera más humedad en el suelo, y esto puede haber aumentado el número y la composición de las comunidades fúngicas, desarrollándose mejor en suelos más húmedos.

5. Conclusiones

El estudio ha demostrado que, unos diez años después, tanto en las zonas incendiadas con y sin tratamiento de fajas, la riqueza y la diversidad de las comunidades fúngicas aumentan en comparación con los suelos no quemados. Estos efectos se han atribuido al largo tiempo transcurrido desde las perturbaciones forestales posteriores al incendio forestal, lo que favoreció la adaptación a las condiciones quemadas (especialmente de *Gliocladium*), así como a la mayor presencia de madera muerta, que se descompone potenciando la mayor presencia de hongos en los suelos quemados.

El tratamiento post-incendio con fajas para la estabilización del terreno ha incrementado aún más la biodiversidad fúngica en comparación con el fuego, y ha favorecido la dominancia de algunas especies. Este efecto benéfico debe atribuirse al mayor contenido en materia orgánica y nutrientes debido a que aguas arriba de las fajas se produjo la acumulación de sedimento procedente de la escorrentía superficial y que podrían haber influido significativamente en el desarrollo de algunas especies de hongos, confirmando así la efectividad de estas estructuras de manejo post-incendio en una restauración más rápida de los suelos quemados. Por lo tanto, se puede confirmar la hipótesis de trabajo de que el manejo posterior al incendio ha aumentado la diversidad general de las comunidades fúngicas, pero también se pueden rechazar los supuestos efectos adversos de los incendios forestales sobre los hongos del suelo.

Este estudio contribuye aún más a comprender mejor las tendencias evolutivas de la biota del suelo después de las perturbaciones de los incendios forestales y la gestión posterior a los incendios, que es esencial para una gestión sostenible de los bosques mediterráneos, cuya funcionalidad y salud se verán amenazadas por los efectos de las tendencias climáticas futuras.

6. Bibliografía

- Bárcenas-Moreno, G.; García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Mataix-Beneyto, J.; Bååth, E.; 2011. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of soils* 47, 261–272. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0532-2>
- Barreiro, A.; Díaz-Raviña, M.; 2021. Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 22, 100264. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100264>

- Bowd, E.J.; Egidi, E.; Lindenmayer, D.B.; Wardle, D.A.; Kardol, P.; Cary, G.J.; Foster, C.; 2022. Direct and indirect effects of fire on microbial communities in a pyrodiverse dry-sclerophyll forest. *Journal of Ecology* 110, 1687–1703. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13903>
- Bruns, T.D.; Chung, J.A.; Carver, A.A.; Glassman, S.I.; 2020. A simple pyrocosm for studying soil microbial response to fire reveals a rapid, massive response by *Pyronema* species. *PLoS One* 15, e0222691. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222691>
- Buscardo, E.; Rodríguez-Echeverría, S.; Freitas, H.; De Angelis, P.; Pereira, J.S.; Muller, L.A.H.; 2015. Contrasting soil fungal communities in Mediterranean pine forests subjected to different wildfire frequencies. *Fungal Diversity* 70, 85–99. <https://doi.org/10.1007/s13225-014-0294-5>
- Certini, G.; Moya, D.; Lucas-Borja, M.E.; Mastrolonardo, G.; 2021. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management* 488, 118989. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>
- Dove, N.C.; Hart, S.C.; 2017. Fire reduces fungal species richness and in situ mycorrhizal colonization: a meta-analysis. *Fire Ecology* 13, 37–65. <https://doi.org/10.4996/fireecology.130237746>
- Fox, S.; Sikes, B.A.; Brown, S.P.; Cripps, C.L.; Glassman, S.I.; Hughes, K.; Semenova-Nelsen, T.; Jumpponen, A.; 2022. Fire as a driver of fungal diversity — A synthesis of current knowledge. *Mycologia* 114, 215–241. <https://doi.org/10.1080/00275514.2021.2024422>
- Hawkes, C.V.; Kivlin, S.N.; Rocca, J.D.; Huguet, V.; Thomsen, M.A.; Suttle, K.B.; 2011. Fungal community responses to precipitation. *Global Change Biology* 17, 1637–1645. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02327.x>
- Kutorga, E.; Adamonyte, G.; Irsenaite, R.; Juzenas, S.; Kasparavicius, J.; Markovskaja, S.; Motiejunaite, J.; Treigienė, A.; 2012. Wildfire and post-fire management effects on early fungal succession in *Pinus mugo* plantations, located in Curonian Spit (Lithuania). *Geoderma* 191, 70–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.007>
- Lucas-Borja, M.E.; Bombino, G.; Carrà, B.G.; D’Agostino, D.; Denisi, P.; Labate, A.; Plaza-Alvarez, P.A.; Zema, D.A.; 2020. Modeling the Soil Response to Rainstorms after Wildfire and Prescribed Fire in Mediterranean Forests. *Climate* 8, 150. <https://doi.org/10.3390/cli8120150>
- Lucas-Borja, M.E.; Zhou, G.; Zema, D.A.; Delgado-Baquerizo, M.; 2024. Fostering biodiversity research in post-fire biology. *Science of The Total Environment* 926, 171985. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171985>
- Martín-Pinto, P.; Vaquerizo, H.; Peñalver, F.; Olaizola, J.; Oria-de-Rueda, J.A.; 2006. Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *Forest Ecology and Management* 225, 296–305. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.006>
- McMullan-Fisher, S.J.; May, T.W.; Robinson, R.M.; Bell, T.L.; Lebel, T.; Catcheside, P.; York, A.; 2011. Fungi and fire in Australian ecosystems: a review of current knowledge, management implications and future directions. *Australian Journal of Botany* 59, 70–90. <https://doi.org/10.1071/BT10059>
- Pastro, L.A.; Dickman, C.R.; Letnic, M.; 2011. Burning for biodiversity or burning biodiversity? Prescribed burn vs. wildfire impacts on plants, lizards, and mammals. *Ecological Applications* 21, 3238–3253. <https://doi.org/10.1890/10-2351.1>
- Pressler, Y.; Moore, J.C.; Cotrufo, M.F.; 2019. Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos* 128,

309–327. <https://doi.org/10.1111/oik.05738>

Rutigliano, F.A.; Migliorini, M.; Maggi, O.; D'Ascoli, R.; Fanciulli, P.P.; Persiani, A.M.; 2013. Dynamics of fungi and fungivorous microarthropods in a Mediterranean maquis soil affected by experimental fire. *European Journal of Soil Biology* 56, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.02.006>

Shannon, C.E.; 1948. A mathematical theory of communication Bell. Syst. Tech. J., 27: 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

Silvestro, R.; Saulino, L.; Cavallo, C.; Allevato, E.; Pindozi, S.; Cervelli, E.; Conti, P.; Mazzoleni, S.; Saracino, A.; 2021. The Footprint of Wildfires on Mediterranean Forest Ecosystem Services in Vesuvius National Park. *Fire* 4, 95. <https://doi.org/10.3390/fire4040095>