



2022
Lleida

27·1
junio · juny
julio · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022
ISBN 978-84-941695-6-4
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Impacto de los incendios forestales en la capacidad potencial de provisión de servicios ecosistémicos: el aprovechamiento micológico en pinares propensos al fuego

TURIEL-SANTOS, S.^{1,2}, TABOADA, A.^{1,2}, GARCÍA-LLAMAS, P.³, CALVO, L.^{1,2}.

¹ Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León, E-24071 León.

² Instituto de Medio Ambiente (IMA), Universidad de León, E-24007 León.

³ Vicerrectorado de Internacionalización, Universidad de León, E-24071 León.

Resumen

El objetivo del estudio es cuantificar el impacto de los incendios forestales en la capacidad potencial de provisión del servicio ecosistémico de aprovechamiento micológico en pinares de *Pinus pinaster* Aiton propensos al fuego. Se seleccionaron tres zonas con diferente duración del periodo libre de incendios: (i) dos (incendio ocurrido en 2012; 11.891ha), (ii) cinco (2009; 941ha) y (iii) 23 años (1991; 1.413ha) desde el último fuego; y zonas adyacentes no quemadas en los últimos 35 años, consideradas como controles. En cada zona se muestrearon las especies micológicas presentes, se calculó su productividad y se cuantificó la capacidad potencial de provisión de las especies comestibles y comercializables (nº de individuos y riqueza de especies por unidad de superficie). En total, se recogieron 3.225 individuos y 59 taxones. La productividad fue mayor en las zonas control que en las quemadas, y el valor más bajo correspondió a las zonas recién quemadas. Se identificaron siete especies de interés económico *Amanita rubescens*, *Boletus pinophilus*, *Lactarius deliciosus*, *Macrolepiota procera*, *Russula cyanoxantha*, *Suillus granulatus* y *Tricholoma portentosum*. La presencia de estas especies se asoció principalmente a las zonas control y quemada hace 23 años. Estos resultados confirman el impacto negativo de los incendios forestales en la capacidad potencial de provisión micológica del ecosistema a corto/medio plazo desde el fuego.

Palabras clave

Hongos silvestres comestibles, *Pinus pinaster*, servicios ecosistémicos de aprovisionamiento.

1. Introducción

Las predicciones sobre los efectos del cambio global en la Cuenca Mediterránea para las próximas décadas señalan un aumento en el número, severidad y recurrencia de los incendios forestales (MORENO RODRÍGUEZ et al., 2010; ÁLVAREZ et al., 2012), y, en particular, un incremento sin precedentes en la incidencia de grandes incendios o incendios extremos que afectan a miles de hectáreas y causan catástrofes humanas e importantes daños socioeconómicos y ambientales (MOREIRA et al., 2011; BROTONS et al., 2013; SAN-MIGUEL-AYANZ et al., 2013; STEPHENS et al., 2014). Durante el año 2012, se contabilizaron en España 41 grandes incendios forestales (>500 ha, rango 511-28.879 ha) que quemaron el 63% de la superficie forestal (135.580 ha, un 300% superior a la media del último decenio), siendo el pino negral o resinero, *Pinus pinaster* Aiton, una de las especies arbóreas más afectadas (MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, 2014). En el caso concreto de *Pinus pinaster* (germinadora obligatoria), la regeneración natural post-fuego ocurre de forma continuada hasta tres años después de un incendio poco severo, gracias a la permanencia de sus semillas en piñas serótinas en el banco aéreo (CALVO et al., 2003, 2008; RODRIGO et al., 2004; TAPIAS et al., 2004; TORRES et al., 2006). En los últimos años, sin embargo, la recuperación post-fuego de *Pinus pinaster* se ha visto mermada por el aumento de la severidad y la recurrencia de los grandes incendios (con un intervalo entre fuegos inferior a 10-15 años, el tiempo necesario para alcanzar la edad reproductiva de los pinos adultos), unido a las

sequías estivales acusadas y a la competencia con especies rebrotadoras (RODRIGO et al., 2004; MADRIGAL et al., 2011). Dada la importancia comercial histórica de los pinares de *Pinus pinaster*, como fuente de materias primas (madera, resina) y, más recientemente, de multitud de productos no maderables (ROCES-DÍAZ et al., 2018; TORRES et al., 2021), jugando, además, un papel clave como sumideros de carbono (PARDOS et al., 2017), es urgente definir soluciones de gestión forestal que mitiguen los impactos de los incendios extremos, y que ayuden a la regeneración post-incendio de estos ecosistemas propensos al fuego.

En este contexto, los efectos de la alta recurrencia y severidad de los incendios extremos sobre las características estructurales y funcionales de los distintos compartimentos (suelo, fauna edáfica, microorganismos y vegetación) de los ecosistemas tienen consecuencias directas sobre la provisión de bienes y servicios ecosistémicos que proporcionan a la sociedad (LEE et al., 2015; MARTÍNEZ-HARMS et al., 2017), tales como: (i) los servicios de aprovisionamiento (por ejemplo, aprovechamientos de caza, madera, pasto, cultivos, resina, setas, leña y miel); (ii) los servicios de regulación, como los procesos de descomposición, formación del suelo y control biológico; y (iii) los servicios culturales, como el uso recreativo y educacional de los montes, el disfrute estético, los conocimientos y usos tradicionales o el sentido de pertenencia de los habitantes locales. Por ello, uno de los retos actuales de la investigación aplicada a la gestión post-incendio consiste en identificar los componentes estructurales básicos del ecosistema que sustentan la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos (DE BELLO et al., 2010; GARLAND et al., 2021) y determinar cómo se ven afectados por los incendios extremos (PAUSAS & KEELEY, 2019) así como las pérdidas ocasionadas (TABOADA et al., 2021).

La capacidad de recuperación de los ecosistemas tras los incendios depende de varios factores entre los que cabe destacar, la composición de especies en la comunidad inicial, la época del año en la que ocurre el incendio (CALVO et al., 2003) y el régimen de incendios de la zona (DE LUIS et al., 2005). Las condiciones climáticas post-incendio también van a desempeñar un importante papel en la rapidez de recuperación de la comunidad vegetal (CALVO et al., 2005), ya que influyen en la capacidad regenerativa (por rebrote o germinación) de las diferentes especies vegetales, debido principalmente a la disponibilidad de agua. Para la regeneración de los pinares de *Pinus pinaster* tras un incendio es tan esencial la germinación de las semillas como el establecimiento de las plántulas (VALBUENA & CALVO, 1998; ÁLVAREZ et al., 2007). Así, la vegetación que se recupera tanto por germinación en el caso de los pinos, como por rebrote vegetativo en el caso de muchas de las especies de matorral del sotobosque, actúa como un puente para hongos ectomicorrízicos, ya que muchas de las especies de hongos pueden establecer relaciones simbióticas, formando micorrizas con arbustos y árboles (MILNE, 2002). Estas comunidades fúngicas son elementos clave en el funcionamiento del ecosistema (CLEMMENSEN et al., 2013) y representan un recurso forestal de alto valor (WANG & HALL, 2004), siendo uno de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento más relevantes desde un punto de vista económico en este tipo de sistemas forestales (TABOADA et al., 2021).

En particular, es importante destacar el papel biológico que pueden desempeñar los hongos en el desarrollo de la vegetación después de los incendios. Entre estos cabe reseñar la intervención de los hongos formadores de la asociación micorrízica y otros microorganismos rizosféricos (PARKE et al., 1984; AZCÓN, 2000). La estabilidad del sistema suelo-planta depende de la raíz vegetal (tamaño, morfología y fisiología), de la microbiota asociada, la cual afecta a la eficiencia en la captación de nutrientes, y de las características químicas del suelo. Por esta razón, la productividad vegetal y el reciclaje de los nutrientes están influenciados por las poblaciones microbianas rizosféricas (AZCÓN-AGUILAR & BAREA, 1996).

Entre los microorganismos cuyas acciones juegan un importante papel en el crecimiento y nutrición vegetal los hay de naturaleza saprofítica y de naturaleza simbiótica, que estimulan el crecimiento vegetal (KLOEPPER et al., 1991). Por un lado, los hongos saprófitos están involucrados en la formación y fertilidad del suelo mediante su función en la descomposición de restos de plantas y

animales, reciclando nutrientes, y trasladando carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos del material vegetal muerto al horizonte orgánico del suelo (FERRISA et al., 2000; WATKINSON et al., 2006). Por otro lado, los hongos micorrizógenos son un componente particularmente importante de la comunidad microbiana del suelo, que forman asociaciones simbióticas directamente con huéspedes vegetales proporcionándoles una mayor absorción de agua y nutrientes (SMITH & READ, 1997) y la protección contra ciertos patógenos (JONES et al., 2001), contribuyendo positivamente a la recuperación de la comunidad vegetal tras un incendio forestal. Al mismo tiempo, los hongos micorrizógenos comestibles son considerados como uno de los principales recursos de los sistemas forestales, influyendo también en la producción de madera (ORIA-DE-RUEDA, 1991). De manera que los hongos comestibles asociados con los ecosistemas forestales y, en concreto, con los pinares de *Pinus pinaster* son considerados uno de los productos forestales no madereros más importantes para el desarrollo rural (BONET et al., 2014; GARLAND et al., 2021). Así, los esporocarpos o setas no solo tienen un valor económico directo, sino también un valor recreativo a través del micoturismo (BÜNTGEN et al., 2017).

2. Objetivo

El objetivo del estudio es analizar el impacto de los incendios extremos sobre la capacidad de provisión del servicio ecosistémico de aprovisionamiento micológico de los pinares de *Pinus pinaster* propensos al fuego, analizando los cambios en la producción y diversidad de la comunidad de hongos en función del tiempo transcurrido desde el último incendio, y, en particular, para las especies de interés comercial. Se espera que cuanto más tiempo transcurra desde el último incendio, mayor será la recuperación de la comunidad fúngica y su productividad, acercándose a las capacidades de provisión de los pinares adultos no quemados.

3. Metodología

El estudio se llevó a cabo en la Sierra del Teleno, situada al suroeste de la provincia de León (42° 15'34"N/06° 12'13"O; 915–1.200 msnm), y que ha sufrido de forma recurrente incendios forestales entre los que cabe destacar el megaincendio ocurrido en el año 2012 que quemó 11.891ha, considerado como el más extenso que históricamente ha sufrido la provincia de León (SANTAMARÍA, 2015). Esta zona está dominada por pinares naturales de *Pinus pinaster*, con el sotobosque formado por especies leñosas que incluyen *Erica australis* L., *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk., y *Halimium lasianthum* spp. *alyssoides* (Lam.) Greuter. Para analizar el impacto de los incendios extremos sobre la recuperación micológica en estos pinares, se seleccionaron tres tipos de zonas quemadas con diferente duración del periodo libre de incendios: (i) dos ('Q2'; incendio ocurrido en 2012; 11.891ha), (ii) cinco ('Q5'; incendio ocurrido en 2009; 941ha), y (iii) 23 años ('Q23'; incendio ocurrido en 1991; 1.413ha) desde el último fuego; y zonas adyacentes no quemadas en los últimos 35 años ('C') consideradas como controles.

En cada zona de estudio se estableció una parcela de 25 x 20 m (500 m²), en la cual se realizaron cuatro transectos (4*20 m) separados entre sí 5 m, que representan las 4 réplicas estudiadas por zona. En cada transecto se realizaron en total 21 muestreos de hongos desde octubre de 2013 hasta mayo de 2014. En cada muestreo, se recolectaron semanalmente los cuerpos fructíferos (esporocarpos, carpóforos o setas) de las especies micológicas de acuerdo con la metodología propuesta por OHENOJA (1984) y DAHLBERG (1991). Todas las zonas se muestrearon el mismo día con el propósito de reducir la confusión debida a las condiciones climáticas (BONET et al., 2004). Los hongos se identificaron a nivel de especie, siempre que fue posible, o bien a nivel de género en algunos de los casos, utilizando la clave de LLAMAS & TERRÓN (2005). Los diferentes taxones se clasificaron en grupos funcionales, según: (i) su forma de vida, en hongos micorrizógenos ('MY') y saprófitos ('S'); y según su interés (ii) comercializable ('M') y (iii) comestible ('E' = comestible,

'TE' = buen comestible, 'DE' = excelente o muy buen comestible, 'T' = tóxico, 'I' = no comestible, y 'D' = sin valor culinario o comestible mediocre), de acuerdo con LLAMAS & TERRÓN (2005) y MARTÍNEZ PEÑA et al. (2011). Los esporocarpos recogidos se pesaron en fresco. A partir de los datos de peso fresco se calculó la productividad o rendimiento promedio (Kg/ha) por zona. La capacidad potencial de provisión total y de las especies comestibles y comercializables se estimó mediante el cálculo de la abundancia o número de individuos y de la riqueza de especies promedio (media aritmética de los cuatro transectos por zona) y por unidad de superficie (por m², correspondiendo un transecto a una superficie muestreada de 100m²). Además, se calculó la diversidad de la comunidad fúngica mediante el índice de Shannon-Weaver (SHANNON & WEAVER, 1949), de acuerdo con la fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i, \text{ donde } p_i = \text{abundancia de la especie } i / \text{abundancia total.}$$

Para detectar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las zonas de estudio, se utilizaron modelos lineales, siendo las variables respuesta (i) la abundancia media por superficie (número de individuos/m²), (ii) la riqueza media por unidad de superficie (número de especies/m²), (iii) la diversidad (índice de Shannon-Weaver) y (iv) la productividad (Kg de peso fresco/ha). Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R versión 4.1.0 (R CORE TEAM, 2021) y el paquete 'stats'.

4. Resultados

4.1. Composición de la comunidad fúngica

En total se recogieron 3.225 esporocarpos individuales pertenecientes a 59 taxones (Tabla 1), 36 de ellos en la zona no quemada (C), 17 en la zona quemada hace 23 años (Q 23), 21 en la zona quemada hace cinco años (Q 5) y 10 en la zona quemada hace dos años (Q 2). Todas las especies recogidas en la zona quemada hace 23 años (Q 23) se encontraron también en la zona no quemada (C). Mientras que las especies recogidas exclusivamente en las zonas quemadas hace cinco (Q 5) y dos (Q 2) años fueron 15 y 6, respectivamente, representando un alto porcentaje sobre el total de esporocarpos muestreados (71,4% y 60%, respectivamente). La única especie recolectada en todas las zonas de estudio fue *Laccaria laccata*. De entre los esporocarpos recogidos, seis de ellos sólo se pudieron identificar a nivel de género: *Baeospora* sp., *Cortinarius* sp., *Entoloma* sp., *Inocybe* sp., *Mycena* sp. y *Pluteus* sp. Los esporocarpos identificados a nivel de especie correspondieron a 27 hongos saprófitos y 26 micorrizógenos.

Las especies de hongos de interés comercializable presentes en el área de estudio fueron siete: *Amanita rubescens*, *Boletus pinophilus*, *Lactarius deliciosus*, *Macrolepiota procera*, *Russula cyanoxantha*, *Suillus granulatus* y *Tricholoma portentosum*, clasificadas como especies de interés cosechado o cultivado comercialmente (M), comestible (E), buen comestible (TE), excelente o muy buen comestible (DE). Estas especies se encontraron solamente en la zona no quemada (C) y en la zona quemada hace 23 años (Q 23).

Tabla 1. Taxones de hongos muestreados en las cuatro zonas: C = no quemado, Q 23 = quemado hace 23 años, Q 5 = quemado hace cinco años, Q 2 = quemado hace dos años. Se indica la clasificación de las especies en grupos funcionales de acuerdo a su forma de vida (MY = micorrizógeno, S = saprófito) y valor comercializable (M) y comestible: E = comestible, TE = buen comestible, DE = excelente o muy buen comestible, T = tóxico, I = no comestible, D = sin valor culinario o comestible mediocre.

Especie	C	Q 23	Q 5	Q 2	Forma de vida	Comestible/Comercializable
<i>Amanita muscaria</i>	+		+		MY	T
<i>Amanita rubescens</i>	+				MY	DE/M
<i>Anthracobia melaloma</i>				+	S	
<i>Baeospora myosura</i>			+		S	D
<i>Baeospora</i> sp.			+			
<i>Boletus pinophilus</i>	+				MY	DE/M

<i>Chondrostereum purpureum</i>	+				S	D
<i>Clitocybe costata</i>	+				S	D
<i>Clitocybe rivulosa</i>	+	+			S	T
<i>Clitocybe phaeophthalma</i>	+				S	T
<i>Collybia butyracea</i>			+		S	D
<i>Collybia dryophila</i>	+	+			S	D
<i>Coltricia perennis</i>			+		MY	D
<i>Cortinarius azureus</i>	+				MY	D
<i>Cortinarius cinnamomeobadius</i>	+		+		MY	T
<i>Cortinarius glandicolor</i>			+		MY	D
<i>Cortinarius sp.</i>	+				MY	
<i>Cortinarius hinnuleus</i>	+	+			MY	D
<i>Entoloma mammosum</i>	+				S	
<i>Entoloma sp.</i>						
<i>Fuligo septica</i>	+				S	
<i>Hebeloma mesophaeum</i>	+			+	MY	I
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	+				S	D
<i>Hygrophorus cossus</i>	+	+			S	D
<i>Hydnellum ferrugineum</i>			+			D
<i>Hypholoma fasciculare</i>			+		S	T
<i>Inocybe mycenoides</i>			+		MY	I
<i>Inocybe sp.</i>			+			
<i>Laccaria bicolor</i>	+				MY	D

Tabla 1 (Cont.). Taxones de hongos muestreados en las cuatro zonas: C = no quemado, Q 23 = quemado hace 23 años, Q 5 = quemado hace cinco años, Q 2 = quemado hace dos años. Se indica la clasificación de las especies en grupos funcionales de acuerdo a su forma de vida (MY = micorrizógeno, S = saprófito) y valor comercializable (M) y comestible: E = comestible, TE = buen comestible, DE = excelente o muy buen comestible, T = tóxico, I = no comestible, D = sin valor culinario o comestible mediocre.

Especie	C	Q 23	Q 5	Q 2	Forma de vida	Comestible/Comercializable
<i>Laccaria laccata</i>	+	+	+	+	MY	D
<i>Lactarius chrysorrheus</i>	+	+			MY	I
<i>Lactarius deliciosus</i>	+	+			MY	TE/M
<i>Lactarius helvus</i>	+	+			MY	T
<i>Lycoperdon perlatum</i>	+	+			S	D
<i>Lycoperdon umbrinum</i>	+	+			S	D
<i>Macrolepiota procera</i>	+				S	DE/M
<i>Marasmius epiphyllus</i>	+	+			S	D
<i>Mycena seynesii</i>	+	+			S	D
<i>Mycena vulgaris</i>	+	+			S	D
<i>Mycena sp.</i>				+		

<i>Peziza vesiculosa</i>			+	S	D	
<i>Pseudoclitocybe cyathiformis</i>			+	S	D	
<i>Pholiota highlandensis</i>			+	+	S	D
<i>Pluteus cervinus</i>			+	S	D	
<i>Pluteus sp.</i>	+	+				
<i>Russula cyanoxantha</i>	+	+		MY	DE/M	
<i>Russula torulosa</i>	+	+		MY	I	
<i>Sarcodon imbricatus</i>	+			MY	D	
<i>Schizophyllum commune</i>			+	S	D	
<i>Stereum hirsutum</i>			+	S	D	
<i>Suillus granulatus</i>	+		+	MY	E	
<i>Suillus luteus</i>			+	MY	I	
<i>Tremella mesenterica</i>			+	S	D	
<i>Trichaptum abietinum</i>			+	S	D	
<i>Tricholoma equestre</i>	+			MY	I	
<i>Tricholoma albobrunneum</i>			+	MY	D	
<i>Tricholoma portentosum</i>	+			MY	DE/M	
<i>Tricholoma sulphureum</i>	+			MY	T	
<i>Piloderma byssinum</i>			+	MY	D	

4.2. Abundancia

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio en cuanto a la abundancia media de setas por unidad de superficie ($F=2,85$, $p=0,063$). La abundancia de setas fue sólo ligeramente mayor en la zona quemada hace cinco años (Q 5), seguida de la zona quemada hace 23 años (Q 23), en comparación con la zona no quemada (C) (Fig. 1). Mientras que la zona correspondiente a dos años tras el incendio (Q 2) fue la de menor valor de abundancia.

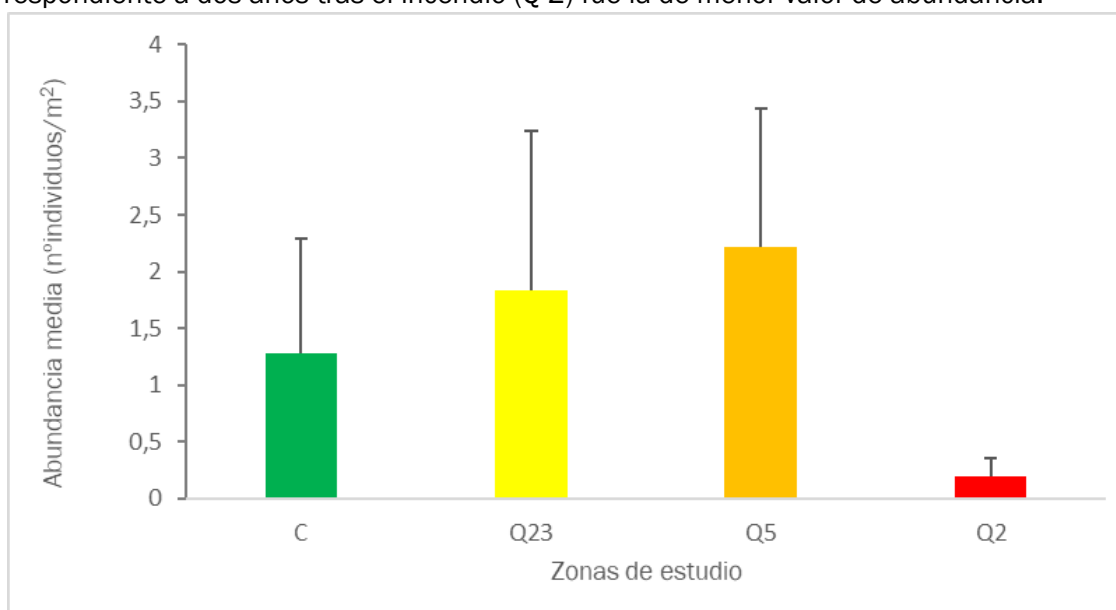


Figura 1. Abundancia media (número de individuos/m²) y desviación estándar de las setas recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

Las especies de interés comercializable o comestible se recogieron exclusivamente en la zona no quemada (C) y en la zona quemada trascurridos 23 años tras el último incendio (Q 23) (Fig. 2), lo que indicó un efecto negativo del fuego a corto y medio plazo para estas especies.

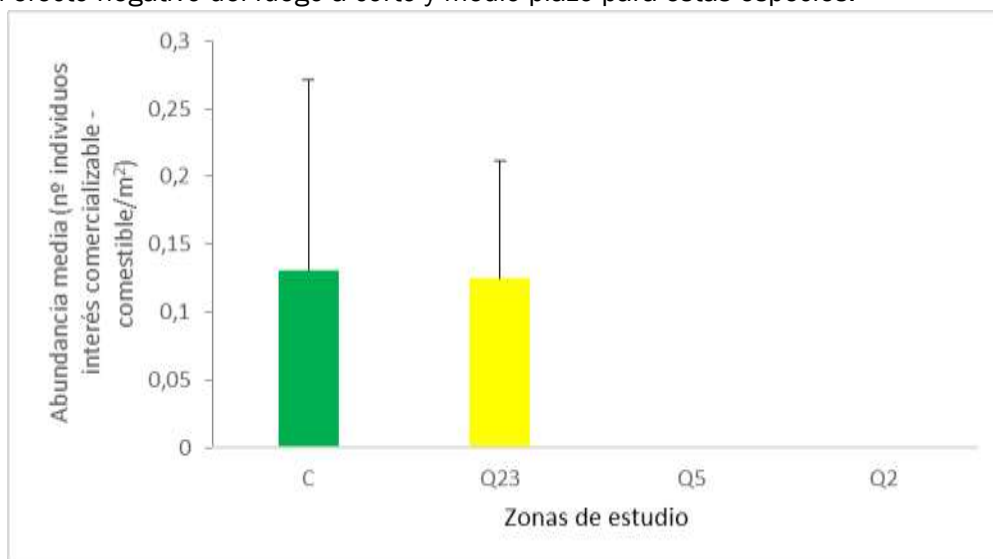


Figura 2. Abundancia media (número de individuos/m²) y desviación estándar de las setas de interés comercializable y comestible recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

4.3. Riqueza

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio en cuanto a la riqueza media de setas por unidad de superficie ($F=2,55$, $p=0,085$). Sin embargo, la riqueza de especies de setas fue ligeramente mayor a largo que a corto/medio plazo tras el fuego, transcurridos 23 años desde el último incendio (Q 23), con valores que se aproximaron a los de la zona no quemada (C).

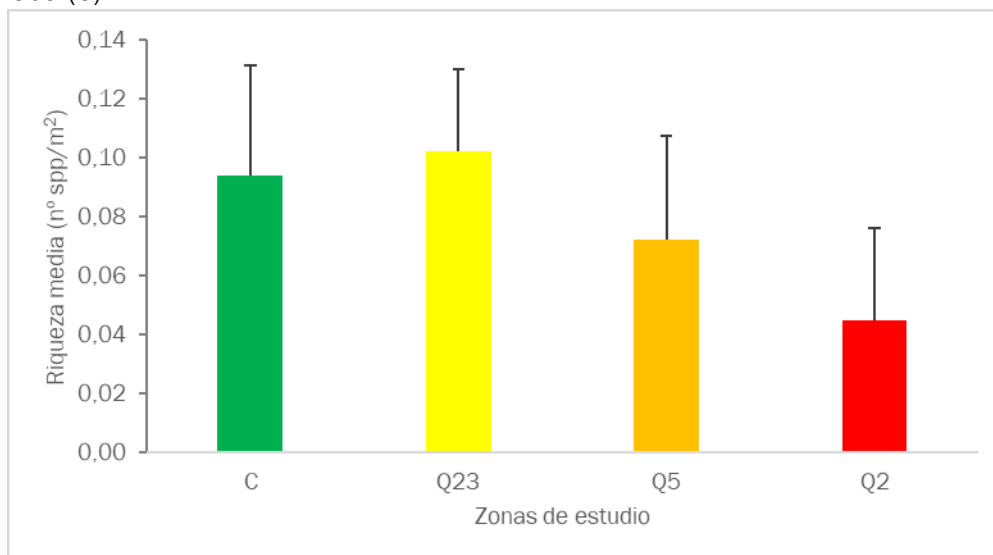


Figura 3. Riqueza media (número de especies/m²) y desviación estándar de las setas recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

Las especies de interés comercializable o comestible presentaron valores de riqueza similares en la zona no quemada (C) y en la zona quemada hace 23 años (Q 23) (Fig. 4).

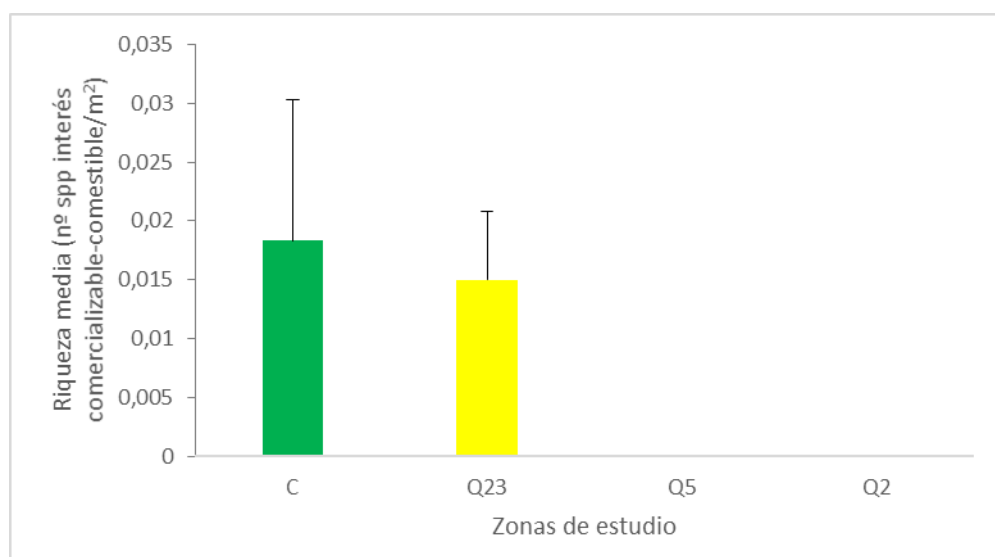


Figura 4. Riqueza media (número de especies/m²) y desviación estándar de las setas de interés comercializable y comestible recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

4.4. Diversidad

Los valores significativamente ($F=5,63$, $p=0,006$) más altos de diversidad de la comunidad fúngica se encontraron en la zona quemada hace 23 años (Q 23) y en la zona no quemada (C) (Fig. 5).

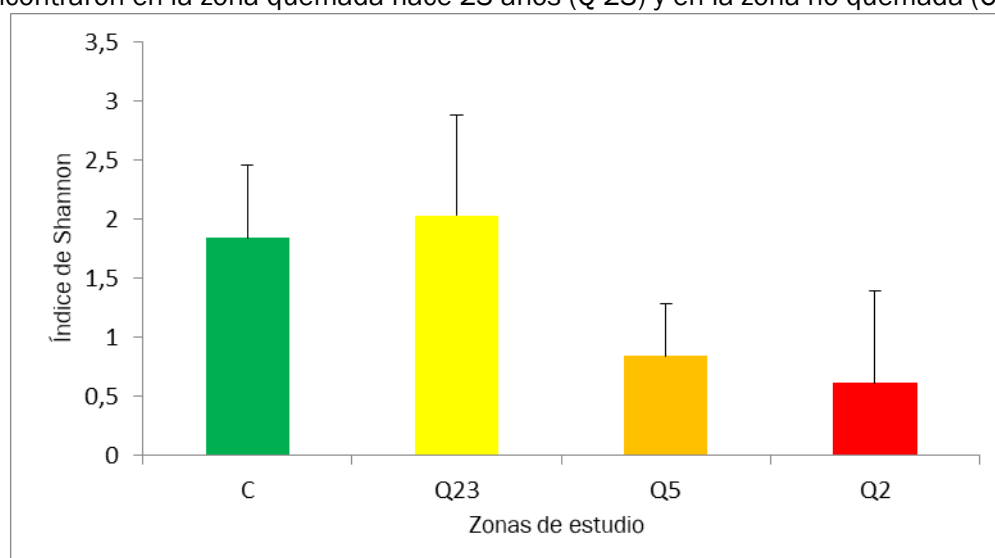


Figura 5. Diversidad media (índice de Shannon) y desviación estándar de las setas recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

4.5. Productividad

El rendimiento promedio en peso fresco por hectárea fue significativamente ($F=9,23$, $p<0,001$) mayor en la zona no quemada (C) (Fig. 6), lo que indica que el fuego afectó negativamente a la productividad micológica. En concreto, la zona no quemada presentó un rendimiento promedio de peso fresco de 37,08 Kg/ha. Mientras que la productividad micológica descendió en las zonas quemadas en función del tiempo desde el último incendio, siendo menor en la zona quemada hace dos años (Q 2), con un rendimiento promedio de peso fresco de 0,93 Kg/ha.

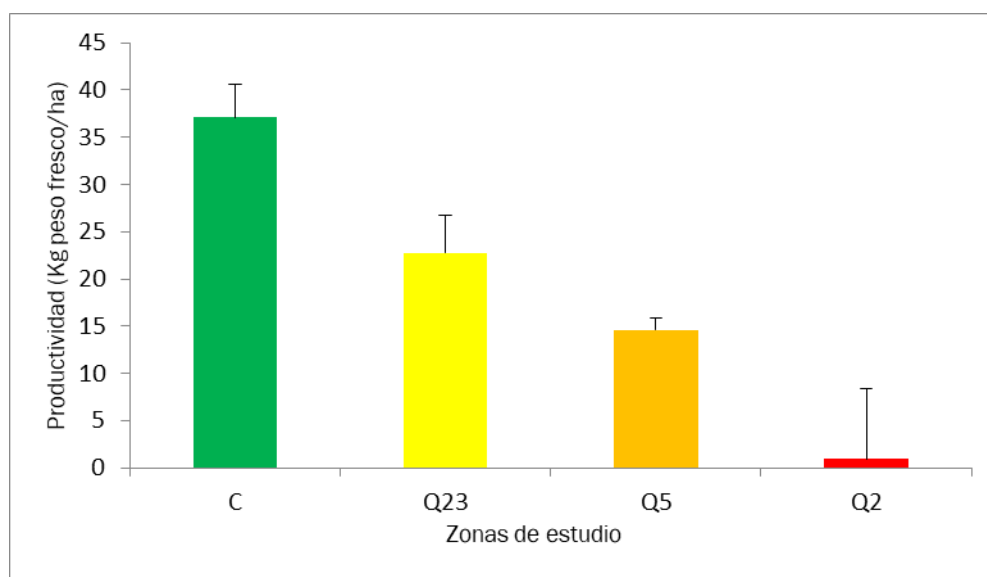


Figura 6. Productividad media (kg peso fresco/ha) y desviación estándar de las setas recogidas en las zonas de estudio: zona no quemada (C), zonas quemadas hace 23 (Q 23), cinco (Q 5) y dos (Q 2) años.

5. Discusión

La rápida recuperación post-fuego de los bosques de *Pinus pinaster* de la Sierra del Teleno se inicia con la regeneración de las especies arbustivas pioneras, adaptadas al fuego, que germinan o rebrotan en los primeros años tras un incendio severo o tras incendios recurrentes (TABOADA et al., 2017, 2018). Esta vegetación coloniza la zona con rapidez probablemente favoreciendo que algunos taxones de hongos de múltiples hospedadores la utilicen como un puente, hasta que las nuevas plántulas de pino crezcan y alcancen un tamaño suficiente (MARTÍN-PINTO et al., 2006). Este podría ser el caso de muchas especies de hongos micorrizógenos (*Amanita* sp., *Boletus* sp., *Coltricia* sp., *Cortinarius* sp., *Hebeloma* sp., *Laccaria* sp., *Lactarius* sp., *Russula* sp., *Sarcodom* sp., *Suillus* sp., *Trichaptum* sp., *Tricholoma* sp.) que son capaces de establecer relaciones simbióticas con una amplia gama de especies de plantas y que forman micorrizas con *Pinus* sp. (MILNE, 2002; MORENO et al., 2003) favoreciendo su crecimiento y garantizando su supervivencia (SMITH & READ, 1997). De manera que los cambios que ocurren en la vegetación de estos pinares durante la sucesión post-fuego podrían explicar los cambios detectados en este estudio en la composición específica de la comunidad fúngica a lo largo del tiempo desde el último incendio.

En este estudio se recogieron 59 taxones en total, que representan un alto nivel de riqueza fúngica, que podría deberse a la presencia de zonas con diferentes estadios de edad desde el último fuego (ORIA-DE-RUEDA et al., 2010), sumado a la aparición de taxones vinculados a incendios forestales recientes (BUSCARDO et al., 2009), lo que indicaría la rapidez de los cambios que se producen en las comunidades de hongos durante las etapas de sucesión post-fuego, y como consecuencia, la importancia de su estudio tras incendios recurrentes en zonas propensas al fuego. En la Sierra del Teleno, nuestros resultados indican que, en los primeros años tras un incendio forestal, hubo una clara disminución de la abundancia, que aumentó a medio y largo plazo después del fuego lo mismo que la riqueza, al igual que se encontró en estudios previos (VISSER, 1995; DEJENE et al., 2017). Esto podría ser explicado porque los efectos directos de los incendios sobre los hongos incluirían lesiones por calor, causando baja viabilidad o latencia de las esporas, lo que podría provocar una disminución de las especies de hongos inmediatamente después de un incendio (DURALL et al., 1999; MAH et al., 2001). De acuerdo con CHAURASIA et al. (2005) esta disminución en la abundancia y la riqueza de especies de hongos a corto plazo tras el fuego podrían estar

asociadas con una disminución de la riqueza de especies vegetales, como por lo general ocurre después de los incendios de alta intensidad.

En las primeras etapas de sucesión post-incendio de los pinares estudiados se encontraron especies de hongos que se vieron favorecidas por el fuego, entre las que destacan *Pholiota highlandensis*, *Peziza vesiculosa*, *Hebeloma* sp., *Inocybe* sp. y *Laccaria laccata*, que también se observaron en otros estudios post-incendio (FLEMING, 1983; MASON et al., 1983; ROCHADI et al., 1999; FUJIMURA et al., 2005). Estas especies podrían actuar como los primeros colonizadores del nuevo huésped-planta después del fuego, debido, por un lado, a la eliminación de otras especies competidoras de hongos y, por otro, debido a las nuevas condiciones creadas por la perturbación (TORRES & HONRUBIA, 1997), en particular, a una mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo después del fuego (TAMM, 1991). Además, estas especies no requieren vegetación para colonizar una zona quemada porque son especies de hábitat pirófilo que se pueden desarrollar en o alrededor de madera quemada. De forma específica, la especie *Laccaria laccata* fue recolectada en todas las zonas de estudio, quemadas y no quemada, lo que puede ser debido no sólo a que puede actuar como una especie pionera después de un incendio (TORRES et al., 1997), sino también a que puede producir esporocarpos algunos años después de la perturbación, y más en zonas donde se producen incendios forestales recurrentes (SANTOS-SILVA & LOURO, 2016). Por otro lado, la ausencia de algunas especies de hongos a corto plazo tras el fuego podría explicarse por las variaciones del pH en suelos recién quemados, ya que esto altera sus capacidades enzimáticas al tener rangos de pH óptimos estrechos (SMITH & READ, 1997).

Además de los cambios en la composición específica de la comunidad fúngica a lo largo del tiempo tras el fuego, los mayores impactos negativos de los incendios en los pinares de la Sierra del Teleno se observaron en la reducción de la diversidad de setas, la desaparición de las especies con interés comercializable y comestible, y la disminución de la productividad de hongos, en comparación con zonas no quemadas en los últimos 35 años, lo cual puede ser debido tanto a las rápidas tasas de crecimiento como al metabolismo activo de suelos pobres y con valores bajos de pH (LUOMA et al., 1991; OHENOJA, 1993; DURALL et al., 1999; SMITH et al., 2002). De manera que, de acuerdo con nuestros resultados, en este tipo de sistema forestal propenso al fuego dominado por *Pinus pinaster* se necesitan más de 20 años para la aparición de las especies de interés comercializable y comestible, e incluso más tiempo para lograr una recuperación total de la productividad de estas especies y, por tanto, de la capacidad de provisión del servicio ecosistémico de aprovisionamiento micológico.

6. Conclusiones

Los efectos de los incendios sobre la comunidad fúngica de los pinares de *Pinus pinaster* estudiados fueron una ligera reducción de la abundancia media a corto plazo, si bien a medio y largo plazo se incrementó su valor, al igual que la riqueza de especies. No obstante, la composición de la comunidad fúngica cambió a lo largo del tiempo desde el último incendio, ya que algunos taxones se vieron favorecidos siendo exclusivos de las primeras etapas tras el fuego (2 y 5 años).

El impacto más importante de los incendios sobre la comunidad de setas de los pinares de *Pinus pinaster* a corto (2 años) y medio (5 años) plazo fue la reducción de la diversidad de setas y la desaparición de las especies de interés comercializable y comestible. Se necesitan más de 20 años tras el último incendio para que estas especies se recuperen y para alcanzar los niveles de productividad de setas de las zonas no quemadas y, por tanto, para recuperar su capacidad de provisión de este servicio de aprovisionamiento.

Por ello, en el contexto actual de intensificación del régimen de incendios forestales, mantener la capacidad potencial de provisión del servicio ecosistémico de aprovisionamiento micológico en pinares de *Pinus pinaster* requerirá la aplicación de estrategias de gestión post-fuego que reduzcan el

tiempo de recuperación de las comunidades fúngicas y de la vegetación asociada. Este estudio representa una primera aproximación al efecto de los incendios en las comunidades de hongos en ecosistemas propensos al fuego, y evidencia una pérdida de las especies con valor comestible y en la productividad fúngica debida al fuego.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen la colaboración de A. Terrón Alfonso en la identificación taxonómica de las especies. S. Turiel-Santos cuenta con la financiación de un contrato pre-doctoral del Programa Operativo FSE de Castilla y León 2020-2024, cofinanciado por el Fondo Social Europeo. Este estudio ha sido financiado por la Junta de Castilla y León en el marco del proyecto WUIFIRECYL (LE005P20).

8. Bibliografía

ÁLVAREZ, A.; GRACIA, M.; VAYREDA, J.; RETANA, J.; 2012. Patterns of fuel types and crown fire potential in *Pinus halepensis* forests in the Western Mediterranean Basin. *For. Ecol. Manage.* 270 282-290.

ÁLVAREZ, R.; VALBUENA, L.; CALVO, L.; 2007. Effect of high temperatures on seed germination and seedling survival in three pine species (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris* and *P. nigra*). *Int. J. Wild. Fire* 16(1) 63-70.

AZCÓN, R.; 2000. Ecología y Taxonomía: Papel de la simbiosis micorrízica y su interacción con otros microorganismos rizosféricos en el crecimiento vegetal y sostenibilidad agrícola. En: ALARCÓN, A.; FERRERA-CERRATO, R. (eds.), *Ecología, fisiología y biotecnología de la Micorriza arbuscular*. 1-16. Mundi prensa. Universidad Autónoma de Chapingo. México.

AZCÓN-AGUILAR, C.; BAREA, J.M.; 1996. Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens an overview on the mechanisms involved. *Mycorrhiza* 6 457-464.

BONET, J.A.; FISCHER, C.R.; COLINAS, C.; 2004. The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forests on central Pyrenees. *For. Ecol. Manage.* 203 157-175.

BONET, J.A.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R.; MARTÍNEZ-DE-ARAGÓN, J.; 2014. Mushroom production as an alternative for rural development in a forested mountainous area. *J. Mt. Sci.* 11 535-543.

BROTONS, L.; AQUILUÉ, N.; DE CÁCERES, M.; FORTIN, M-J.; FALL, A.; 2013. How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in Mediterranean landscapes. *PLoS ONE* 8 e62392.

BÜNTGEN, U.; LATORRE, J.; EGLI, S.; MARTÍNEZ-PEÑA, F.; 2017. Socio-economic, scientific, and political benefits of mycotourism. *Ecosphere* 8 e01870.

BUSCARDO, E.; RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; DE ANGELIS, P.; FREITAS, H.; 2009. Ectomycorrhizal communities in fire prone environments: Essential partners for pinetrees re-establishment. *Ecosistemas* 18 55–63.

CALVO, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; VALBUENA L.; TÁRREGA R.; LUIS E.; 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *For. Ecol. Manage.* 184 209-223.

CALVO, L.; VALBUENA, L.; TORRES, O.; ÁLVAREZ, R.; MARCOS, E.; TÁRREGA, R.; DE LUIS, E.; 2005. Efectos de los incendios de la Sierra del Teleno en la población de *Pinus pinaster*. En: REY; RUIZ (eds.) Seminario de restauración de áreas afectadas por grandes incendios. El caso particular del Teleno. 125-137. Centro para la Defensa contra el Fuego, Junta de Castilla y León. León.

CALVO, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; VALBUENA L.; LUIS E.; 2008. Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecol.* 197 81-90.

CHAURASIA, B.; PANDEY, A.; PALNI, L.M.S.; 2005. Distribution, colonization and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi associated with central Himalayan rhododendrons. *For. Ecol. Manage.* 207 315–324.

CLEMMENSEN, K.E.; BAHR, A.; OVASKAINEN, O.; DAHLBERG, A.; EKBLAD, A.; WALLANDER, H.; STENLID, J.; FINLAY, R.D.; WARDLE, D.A.; LINDAHL, B.D.; 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in Boreal forest. *Science* 339 819–824.

DAHLBERG, A.; 1991. Ectomycorrhizae in coniferous forest: Structure and dynamics of population and communities. Swedish University of Agricultural Sciences. 32 pp. Uppsala.

DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J.; BARDGETT, R.; BERG, M.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C.; HERING, D.; MARTINS DA SILVA, P.; POTTS, S.G.; SANDIN, L.; SOUSA, J.P.; STORKEY, J.; WARDLE, D.A.; HARRISON, P.A.; 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiv. Conserv.* 19 2873-2893.

DE LUIS, E.; CALVO, L.; VALBUENA, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; TÁRREGA, R.; 2005. Regeneración de la comunidad vegetal de pinares de *Pinus pinaster* en la Sierra del Teleno (León). En: REY; RUIZ (eds.) Seminario de restauración de áreas afectadas por grandes incendios. El caso particular del Teleno. 139-152. Centro para la Defensa contra el Fuego, Junta de Castilla y León. León.

DEJENE, T.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2017. Fungal community succession and sporocarp production following fire occurrence in dry Afrotropical forests of Ethiopia. *For. Ecol. Manage.* 398 37–47.

DURALL, D.M.; JONES, M.D.; WRIGHT, E.F.; KROEGER, P.; COATES, K.D.; 1999. Species richness of ectomycorrhizal fungi in cutblocks of different sizes in the interior cedar-hemlock forests of north-western British Columbia: sporocarps and ectomycorrhizae. *Can. J. For. Res.* 29 1322–1332.

FERRISA, R.; PEACEA, A.J.; NEWTON, C.; 2000. Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) (Karsten) plantations in England: relationships with site factors and stand structure. *For. Ecol. Manage.* 131 255–267.

FLEMING, L.V.; 1983. Succession of mycorrhizal fungi on birch: infection of seedlings planted around mature trees. En: *Tree root systems and their mycorrhizas*. 263–267. Springer. Dordrecht.

FUJIMURA, K.E.; SIMTH, J.E.; HORTON, T.R.; WEBER, N.S.; SPATAFORA, J.W.; 2005. Pezizalean mycorrhizas and sporocarps in ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) after prescribed fires in eastern Oregon, USA. *Mycorrhiza* 15 79-86.

GARLAND, G.; BANERJEE, S.; EDLINGER, A.; OLIVEIRA, E.M.; HERZOG, C.; WITWER, R.; PHILIPPOT, L.; MAESTRE, F.T.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; 2021. A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *J. Ecol.* 109 600-613.

JONES, R.K.; SIMONE, G.W.; VON BROEMBSSEN, S.L.; DUTKY, E.; 2001. Integrated disease management. En: JONES, R.K.; BENSON, D.M. (eds.). *Diseases of woody ornamentals and trees in the nurseries*. 376–383. APS Press. Minnesota.

KLOEPPER, J.W.; ZABLOWICZ, R.M.; TIPPING, B.; LIFSHITZ, R.; 1991. Plant growth mediated by bacterial rhizosphere colonizers. En: KEISTER, D.L.; GREGAN, B. (eds.). *The Rhizosphere and Plant Growth*. 315-326. Kluwer Academic Publisher. Netherlands.

LEE, C.; SCHLEMME, C.; MURRAY, J.; UNSWORTH, R.; 2015. The cost of climate change: Ecosystem services and wildland fires. *Ecol. Econ.* 116 261-269.

LLAMAS, B.; TERRÓN, A.; 2005. *Guía de Campo de los Hongos de la Península Ibérica*. Celarayn. 566 pp. León.

LUOMA, D.L.; FRENKEL, R.E.; TRAPPE, J.M.; 1991. Fruiting of hypogeous sporocarps in Oregon Douglas-fir forests: seasonal and habitat variation. *Mycologia* 83 335–353.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO GUZMÁN, M.; 2011. El papel de la regeneración natural en la restauración tras grandes incendios forestales, el caso del pino negral. *Boletín Informativo CIDEU* 10 5-22.

MAH, K.; TACKABERRY, L.E.; EGGER, K.N.; MASSICOTTE, H.B.; 2001. The impacts of broadcast burning after clearcutting on the diversity of ectomycorrhizal fungi associated with hybrid spruce seedlings in central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 31 224–235.

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. *For. Ecol. Manage.* 225 296–305.

MARTÍNEZ-HARMS, M.J.; BRYAN, B.A.; FIGUEROA, E.; PLISCOFF, P.; RUNTING, R.; WILSON, K.A.; 2017. Scenarios for land use and ecosystem services under global change. *Ecosyst. Serv.* 25 56-68.

MARTÍNEZ-PEÑA, F.; ORIA DE RUEDA, J.A.; ÁGREDA, T. (Coords.); 2011. Manual para la gestión del recurso micológico forestal en Castilla y León. SOMACYL - Junta de Castilla y León. 430 pp.

MASON, P.A.; WILSON, J.; LAST, T.; 1983. The concept of succession in relation to the spread of sheathing mycorrhizal fungi on inoculated tree seedlings growing in unsterile soils. *Plant Soil* 71 247–256.

MILNE, J.; 2002. Post-fire colonization of *Cistus creticus* L. seedlings by ectomycorrhizal fungi in Aleppo pine forests in central Greece. Tesis doctoral. Universidad de Edimburgo. Escocia.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE; 2014. Incendios forestales en España año 2012. [Consulta: 28/09/2014, En: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadísticas/incendios_default.aspx]

MOREIRA, F.; VIEDMA, O.; ARIANOUTSOU, M.; CURT, T.; KOUTSIAS, N.; RIGOLOT, E.; BARBATI, A.; CORONA, P.; VAZ, P.; XANTHOPOULOS, G.; MOUILLOT, F.; BILGILI, E.; 2011. Landscape – wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92 2389-2402.

MORENO, G.; DÍEZ, J.; MANJÓN, J.L.; 2003. Hongos hipógeos micorrizógenos con interés comercial recolectados en matorrales y praderas mediterráneas. Etnomicología, valor ecológico y diversidad. En: Proceedings of the I Congreso Nacional de Micología Forestal Aplicada. Soria, España.

MORENO RODRÍGUEZ, J.M.; ZAVALA ESPIÑEIRA, G.; MARTÍN CALVO, M.; MILLÁN, A.; 2010. Forest fire risk in Spain under future climate change. En: SETTELE, J.; PENEV, L.; GEORGIEV, T.; GRABAUM, R.; GROBELNIK, V.; HAMMEN, V.; KLOTZ, S.; KOTARAC, M.; KUHN, I. (eds.). Atlas of Biodiversity Risk. 68-69. Pensoft. Sofia-Moscow.

OHENOJA, E.; 1984. Fruit body production of larger fungi in Finland. 1. Introduction to the study in 1976–1978. *Ann. Bot. Fenn.* 21 349–355.

OHENOJA, E.; 1993. Effect of weather conditions on the larger fungi at different forest sites in Northern Finland in 1976–1988. PhD Thesis. Scientiae Rerum Naturalium 243. University of Oulu, Finland.

ORIA-DE-RUEDA, J.A.; 1991. Bases para la selvicultura y ordenación de montes productores de hongos micorrizógenos comestibles. *Econ. Botany* 26 48–55.

ORIA-DE-RUEDA, J.A.; HERNÁNDEZ-RODRIGUEZ, M.; MARTÍN-PINTO, P.; PANDO, V.; OLAIZOLA, J.; 2010. Could artificial reforestations provide as much production and diversity of fungal species as natural forest stands in marginal Mediterranean areas? *For. Ecol. Manage.* 260 171–180.

PARDOS, M.; PÉREZ, S.; CALAMA, R.; ALONSO, R.; LEXER, M.J.; 2017. Ecosystem service provision, management systems and climate change in Valsaín forest, Central Spain. *Reg. Environ. Chang.* 17 17–32.

PARKE, J.L.; LINDERMANN, R.G.; TRAPPE, J.M.; 1984. Inoculum potential of ectomycorrhizal fungi in forest soils of southwest Oregon and northern California. *For. Sci.* 30 300–304.

PAUSAS, J.; KEELEY, J.; 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Front. Ecol. Environ.* 17 289–295.

R CORE TEAM; 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

ROCES-DÍAZ, J.V.; VAYREDA, J.; BANQUÉ-CASANOVAS, M.; DÍAZ-VARELA, E.; BONET, J.A.; BROTONS, L.; DE-MIGUEL, S.; HERRANDO, S.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; 2018. The spatial level of analysis affects the patterns of forest ecosystem services supply and their relationships. *Sci. Total Environ.* 626 1270–1283.

ROCHADI, A.; ADHIKERANA, A.S.; UBADILLAH, R.; SUHARNA, N.; MASSIGIT, G.; GEDE-PANGRANGO, G.; 1999. Preliminary study of the ecological impact of forest fires. WEB. National Park. West Java.

RODRIGO, A.; RETANA, J.; PICÓET, X.; 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85 716–729.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; MORENO, J.; CAMIA, A.; 2013. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *For. Ecol. Manage.* 294 11–22.

SANTAMARÍA, J.E.; 2015. El pino pinaster de la Sierra del Teleno. Historia, ordenación, crecimiento y producción. PhD Thesis. University of León. León, Spain.

SANTOS-SILVA, C.; LOURO, R.; 2016. Assessment of the diversity of epigeous basidiomycota under different soil-management systems in a Montado ecosystem: a case study conducted in Alentejo. *Agrofor. Syst.* 90 117–126.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W.; 1949. The Mathematical theory of communication. University of Illinois Press. 144 pp. Urbana

SMITH, J.E.; MOLINA, R.; HUSO, M.M.P.; LUOMA, D.L.; MCKAY, D.; CASTELLANO, M.A.; LEBEL, T.; VALACHOVIC, Y.; 2002. Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A. *Can. J. Bot.* 80 186–204.

SMITH, S.E.; READ, D.J.; 1997. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press. 729 pp. New York.

STEPHENS, S.; BURROWS, N.; BUYANTUYEV A.; GRAY, R.; KEANE, R.; KUBIAN, R.; LIU, S.; SEIJO, F.; SHU, L.; TOLHURST, K.; WAGTENDONK, J.; 2014. Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges. *Front. Ecol. Environ.* 12 115-122.

TABOADA, A.; TÁRREGA, R.; MARCOS, E.; VALBUENA, L.; SUÁREZ-SEOANE, S.; CALVO, L.; 2017. Fire recurrence and emergency post-fire management influence seedling recruitment and growth by altering plant interactions in fire-prone ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 402 63-75.

TABOADA, A.; FERNÁNDEZ-GARCÍA, V.; MARCOS, E.; CALVO, L.; 2018. Interactions between large high-severity fires and salvage logging on a short return interval reduce the regrowth of fire-prone serotinous forests. *For. Ecol. Manage.* 414 54-63.

TABOADA, A.; GARCÍA-LLAMAS, P.; FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J.M.; CALVO, L.; 2021. Wildfires impact on ecosystem service delivery in fire-prone maritime pine-dominated forests. *Ecosyst. Serv.* 50 101334.

TAMM, C.O.; 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetation changes, and ecosystem stability. Springer-Verlag. 98 pp. Nueva York.

TAPIAS, R.; CLIMENT, J.; PARDOS, J.; GIL, L.; 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecol.* 171 53-68.

TORRES, I.; MORENO, J.M.; MORALES-MOLINO, C.; ARIANOUTSOU, M.; 2021. Ecosystem services provided by pine forests. En: NE'EMAN, G.; OSEM, Y. (eds.). Pines and their mixed forest ecosystems in the Mediterranean Basin. 617-629. Springer Nature. Switzerland AG.

TORRES, O.; CALVO, L.; VALBUENA, L.; 2006. Influence of high temperatures on seed germination of a special *Pinus pinaster* stand adapted to frequent fires. *Plant Ecol.* 186 129-136.

TORRES, P.; HONRUBIA, M.; 1997. Changes and effects of a natural fire on ectomycorrhizal inoculum potential of soil in a *Pinus halepensis* forest. *For. Ecol. Manage.* 96 189–196.

VALBUENA, L.; CALVO, L.; 1998. Seedling establishment after a wildfire in *Pinus pinaster* Aiton and *Pinus nigra* Arn. stands. III International Conference on Forest Fire Research. Coimbra, Portugal. 1901-1911.

VISSER, S.; 1995. Ectomycorrhizal fungal succession in Jack pine stands following wildfire. *New Phytol.* 129 389–401.

WANG, Y.; HALL, R.; 2004. Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements. *Can. J. Bot.* 82 1063–1073.

WATKINSON, S.; BEBBER, D.; DARRAH, P.; FRICKER, M.; BODDY, L.; 2006. The role of wood decay fungi in the carbon and nitrogen dynamics of the forest floor. En: GADD, G.M. (ed.). *Fungi in biogeochemical cycles.* 151-181. Cambridge University Press. Cambridge, UK.