



**2025** | **16-20**  
**GIJÓN** | **JUNIO**

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1555**

Actas del Noveno Congreso Forestal Español  
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**  
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





## Gestión en mosaico del monte: impulso a la producción micológica y reducción del riesgo de incendios

MAGARZO A.(1), SANZ-BENITO I.(1), MEDIAVILLA O.(1), HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ M.(1), ORIA-DE-RUEDA J.A (1), PRADA-POLO C.(1), MARTIN-PINTO P. (1)

(1) Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), ETSIIAA, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid, Avda. Madrid, 57. 34004. Palencia, ESPAÑA

### Resumen

La región mediterránea alberga una gran diversidad de especies fúngicas, cuya productividad depende de la estructura y edad del rodal. Los bosques de robles (*Quercus*) y matorrales de jara (*Cistus*) destacan por albergar valiosas especies de hongos, que representan una fuente económica importante. Sin embargo, la acumulación de vegetación y la inflamabilidad del matorral, junto con condiciones climáticas extremas, favorecen el surgimiento de incendios de alta intensidad que amenazan estos ecosistemas. Se evaluó la producción, diversidad y composición fúngica en parcelas de *Cistus* joven, *Cistus* viejo y *Quercus*, recolectando esporocarpos durante cuatro años. Los resultados mostraron que la producción y diversidad son mayores en parcelas de *Cistus* joven, mientras que en *Quercus* la producción es menor y la comunidad menos diversa. Las parcelas de *Cistus* viejo actuaron como una fase intermedia en la sucesión. A la vista de los resultados a escala de paisaje, se propone un modelo de mosaico para conectar los distintos estadios sucesionales y fomentar la diversidad fúngica, a la vez que se reduce la cantidad de combustible y la probabilidad de producirse incendios forestales.

### Palabras clave

Potencial micológico, esporocarpos, *Cistus ladanifer*, *Quercus*, sucesión ecológica.

### 1. Introducción

Los bosques de roble (*Quercus* L.) y los matorrales de jara (*Cistus* L.) dominan los paisajes de la cuenca del Mediterráneo (FRAZÃO et al., 2018). Estos ecosistemas destacan por su alta producción y diversidad micológica (MORICCA & RAGAZZI, 2008; RICHARD et al., 2005; SAITTA et al., 2018). En particular, los sistemas asociados a *Quercus* presentan una gran variabilidad taxonómica y funcional, influenciada por las condiciones ambientales y el uso histórico del suelo (MAGHNIA et al., 2017; MARTÍN-PINTO et al., 2021; ORGIAZZI et al., 2012). Además, los cuerpos fructíferos de hongos comestibles, tanto ectomicorrícicos como saprótrofos, se recolectan con fines recreativos y comerciales, constituyendo una importante fuente de ingresos económicos (GÓRRIZ-MIFSUD et al., 2017; MARTÍNEZ DE ARAGÓN et al., 2011). Por ejemplo, en Castilla y León, el 54 % de la población recolecta hongos comestibles, recolectándose hasta 15.000 toneladas anuales (GARCÍA-BUSTAMANTE et al., 2021).



Aunque tradicionalmente se ha considerado que los matorrales de *Cistus* tienen poco valor ecológico y económico, estudios revelan que albergan comunidades fúngicas diversas, incluyendo especies comestibles de alto valor (COMANDINI et al., 2006; ORIA-DE-RUEDA et al., 2008). Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan riesgos graves debido al acontecimiento de incendios forestales, potenciados por altas cargas de combustible, condiciones climáticas extremas y la inflamabilidad de *Cistus ladanifer* por su contenido en compuestos aromáticos (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2015; KEELEY et al., 2011; TÁRREGA et al., 2009). Además, la invasión de matorrales en tierras abandonadas, asociada a la despoblación rural, exacerba este problema. En 2022, más de 250,000 ha fueron afectadas por incendios en España, siendo Zamora una de las provincias más impactadas, con más de 55,000 ha quemadas en dos mega-incendios (EUROPEAN COMMISSION. JOINT RESEARCH CENTRE., 2023). El Incendio Forestal de Riofrío de Aliste afectó directamente a casi 25.000 ha, mientras que el de Losacio afectó 31.500 ha (CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VIVIENDA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO, 2023b, 2023a).

Estas áreas afectadas, dominadas por bosques de *Quercus* y matorrales de *Cistus*, reflejan cómo los paisajes mediterráneos propensos al fuego, descuidados y dominados por matorrales, pueden generar condiciones favorables para que se produzcan mega-incendios (KEELEY et al., 2011; RIVEST et al., 2011; ROLO & MORENO, 2012; STEPHENS et al., 2014). Por ello, la gestión forestal es esencial para prevenir la deforestación y la pérdida de ecosistemas que estos incendios acarrearán. Algunas medidas de prevención, como la eliminación de biomasa combustible, pueden en algunos casos fomentar la diversidad fúngica y la fructificación de especies valiosas (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2015; MEDIIVILLA et al., 2019; SANTANA et al., 2018). Sin embargo, se necesita más investigación para optimizar la gestión de estos paisajes. En este contexto, es relevante evaluar el potencial micológico combinado de los sistemas dominados por *Quercus* y *Cistus*. Hasta ahora, no se han realizado estudios a nivel de paisaje que examinen cómo factores como la edad del rodal, la estructura de la vegetación y las especies dominantes afectan la productividad y diversidad fúngica (BONET et al., 2004; MARTÍN-PINTO et al., 2022; SAIITA et al., 2018; TOMAO et al., 2017). Este conocimiento permitiría optimizar el manejo de estos paisajes para fomentar los recursos micológicos al mismo tiempo que se previenen incendios.

El objetivo principal del estudio fue analizar la producción y diversidad micológica en paisajes dominados por mosaicos de *Quercus* y *Cistus*, considerando también el efecto de la edad del rodal. Se planteó que los rodales con estructuras relacionadas con la edad que ofrecen condiciones favorables para la fructificación tendrían mayor riqueza y biodiversidad fúngica. La fructificación micológica está generalmente asociada a rodales con copas cerradas que mantienen sombra (NORDÉN et al., 2013; SENN-IRLET & BIERI, 1999), ya que la vegetación y su apertura pueden afectar el microclima del rodal (POUSKA et al., 2016). Comparaciones entre rodales jóvenes y maduros de *Picea abies* muestran que la producción de cuerpos fructíferos es casi el doble en rodales jóvenes. A medida que el rodal evoluciona, solo las especies adaptadas a las nuevas condiciones persisten (GREESHMA et al., 2016). Las especies de las primeras etapas de sucesión



producen mayor cantidad de cuerpos fructíferos, aunque con menor especificidad que en las etapas sucesionales posteriores (PEAY et al., 2011; RICHARD et al., 2009). Por ello, se espera que la producción y diversidad fúngica sean mayores en etapas sucesionales tempranas. Para comprobar estas hipótesis, se analizó el efecto de la edad del rodal sobre la producción total y la diversidad de macrohongos en sistemas dominados por *Cistus* y *Quercus*, diferenciando entre hongos ectomicorrícicos y saprótrofos. También se evaluó el efecto de las especies hospedadoras (*Cistus* o *Quercus*) y las etapas de desarrollo del rodal (*Cistus* jóvenes, *Cistus* maduros y *Quercus*) en las comunidades fúngicas. Dado que los arbustos facilitan el reclutamiento de plántulas de árboles (LIVNE-LUZON et al., 2021) y están asociados a etapas de sucesión ecológica secundaria (SIMÕES et al., 2009), se propuso que habría una reestructuración progresiva de la comunidad fúngica.

## 2. Objetivos

El objetivo principal del estudio fue analizar la producción y diversidad micológica en paisajes dominados por mosaicos de *Quercus* y *Cistus*, considerando también el efecto de la edad del rodal.

## 3. Metodología

### a. Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en la provincia de Zamora, en el centro-oeste de la península Ibérica. Durante el invierno, son comunes en esta zona las heladas y las nevadas, con temperaturas que oscilan entre -8 y 13 °C. En verano, hay una temporada seca de al menos dos meses, mientras que la mayor parte de las precipitaciones ocurre entre octubre y febrero en todos los sitios de muestreo. La precipitación media anual es de 464 mm y la temperatura media anual es de 11,3 °C. Los suelos predominantes en este paisaje son arenas terciarias.

El área de estudio incluyó: 1) Rodales de alto porte de *Quercus pyrenaica* (bosques con copas cerradas), clasificados como modelo de combustible tipo 9 según Rothermel, con una cobertura de dosel entre el 85 y 100 %. Estos rodales han recibido manejo silvícola en los últimos 15 años. 2) Campos de *Cistus ladanifer* con un crecimiento denso y casi monoespecífico de jaras que cubren el 90-100 % de estos campos. Las diferentes edades de los rodales se distinguen por la altura de las plantas: en los rodales viejos las plantas tienen una altura aproximada de 2 m, correspondiente al modelo de combustible tipo 4 (35-40 t/ha) según Rothermel, mientras que en los rodales jóvenes estas miden entre 0,6 y 1 m de altura, correspondiente al modelo de combustible tipo 6 (10-15 t/ha). Ambos tipos de rodal presentan alta intensidad de propagación de incendios (ROTHERMEL, 1972).

### 3.

### a. Diseño de muestreo, identificación y clasificación

Las parcelas de muestreo se establecieron a distancias y direcciones aleatorias desde un punto de referencia en el interior de cada tipo de rodal. Se establecieron tres parcelas por tipo de formación vegetal, excepto para los rodales de *Cistus* joven, en los que se incluyeron otras tres parcelas más debido a su mayor frecuencia en los paisajes estudiados.



De acuerdo con la metodología de OHENOJA & KOISTINEN (1984), se recolectaron esporocarpos semanalmente durante toda la temporada de otoño (desde finales de octubre hasta finales de diciembre) de los años 2012 a 2015. Los esporocarpos recolectados se llevaron al laboratorio y se mantuvieron a 4 °C hasta su procesamiento e identificación dentro de las siguientes 24 horas. Además, se calculó la biomasa fresca ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de los cuerpos fructíferos recolectados.

La identificación se llevó a cabo hasta el nivel de especie siempre que fue posible, agrupándose en taxones de género cuando solo se alcanzó este nivel. Para esta tarea se utilizó la base de datos Index Fungorum ([www.indexfungorum.org](http://www.indexfungorum.org)). El gremio trófico (saprótrofo o ectomicorrícico) se determinó basándose en PÖLME et al. (2020) y la comestibilidad se consultó en el trabajo de GASSIBE et al. (2015).

### 3.

#### a. Análisis de datos

Se calcularon la producción total, la producción ectomicorrícica y la producción saprótropa (entendidas como la producción media anual de esporocarpos), así como la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon para los tres tipos de rodales.

Trabajando en el entorno de software R (versión 3.5.3; R Development Core Team 2019), se utilizaron modelos lineales mixtos (LME) para estudiar el efecto del tipo de rodal sobre estas variables mediante la prueba HSD de Tukey, usando el paquete “nlme” (PINHEIRO et al., 2023). También se realizó un ANOVA multivariado permutacional (PerMANOVA) basado en 999 permutaciones para verificar los efectos del tipo de rodal sobre la comunidad fúngica utilizando la función *adonis* del paquete “vegan” (OKSANEN et al., 2001). La influencia del tipo de bosque en la composición fúngica se representó mediante un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en una matriz fúngica transformada mediante transformación de Hellinger.

## 4. Resultados

### 4.1. Efectos sobre la producción y riqueza fúngica

Durante el periodo de muestreo de cuatro años (2012-2015), se recolectaron 1867 esporocarpos pertenecientes a 163 taxones diferentes, de los cuales el 63,37 % correspondían a taxones ectomicorrícicos y el 36,63 % a saprotróficos.

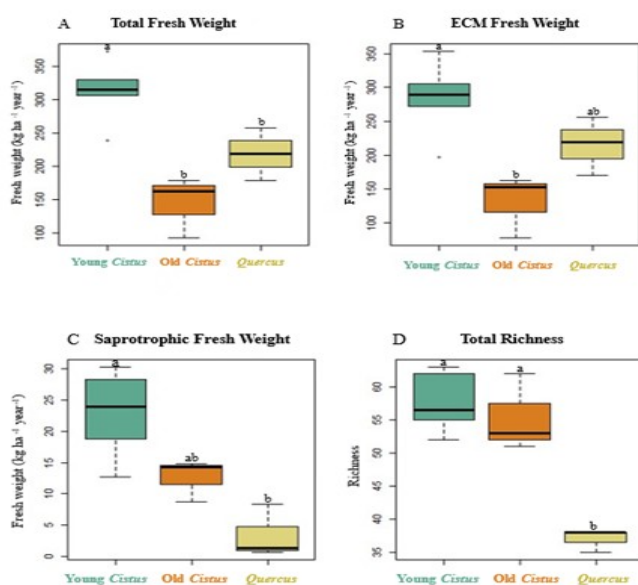
El peso fresco total de los esporocarpos recolectados fue de  $990,17 \text{ kg ha}^{-1}$ , con un promedio de  $247,54 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ . La producción de esporocarpos fue significativamente mayor en las parcelas de *Cistus*, especialmente en los rodales jóvenes, que representaron el 62,88 % de la producción total y el 62,12 % y 74,14 % de los taxones ectomicorrícicos y saprotróficos, respectivamente. Una prueba de Tukey para el peso fresco total de esporocarpos (Figura 1A) mostró que los rodales

de *Quercus* y los de *Cistus* viejos no presentaron diferencias significativas entre sí ( $p = 0,14$ ), mientras que los rodales jóvenes de *Cistus* difirieron marcadamente de ambos tipos de rodales ( $p < 0,05$  en ambos casos).

Las parcelas de *Cistus* viejos contribuyeron solo con el 14,35 % de la producción de taxones ectomicorrícicos, mientras que las de *Quercus* representaron el 23,53 %. La diferencia más significativa en la producción en peso fresco de especies ectomicorrícicas (Figura 1B) se encontró entre los rodales jóvenes y viejos de *Cistus* ( $p < 0,01$ ). Por su parte, los rodales de *Quercus* no difirieron significativamente de los de *Cistus*, tanto jóvenes como viejos ( $p = 0,16$  y  $p = 0,14$ , respectivamente).

En el caso de los taxones saprotrofos, la producción en peso fresco (Figura 1C) también fue significativamente mayor ( $p < 0,01$ ) en las parcelas jóvenes de *Cistus* (74,14% de la producción) que en las de *Quercus* (5,52% de la producción). La producción en peso fresco de saprotrofos en los rodales viejos de *Cistus*, (20,34 % de la producción), no difirió significativamente de la de los rodales de *Quercus* ( $p = 0,15$ ) ni de la de los rodales jóvenes de *Cistus* ( $p = 0,06$ ).

La riqueza fúngica total (Figura 1D) fue significativamente mayor en los rodales jóvenes y viejos de *Cistus* que en las parcelas de *Quercus* ( $p < 0,01$  en ambos casos). Sin embargo, la prueba de Tukey reveló que la riqueza fúngica en los rodales jóvenes y viejos de *Cistus* no fue significativamente diferente ( $p = 0,75$ ). Los valores del Índice de Shannon para la diversidad total de hongos (Figura 1E) y la diversidad de hongos ectomicorrícicos (Figura 1F) en los rodales jóvenes y viejos de *Cistus* mostraron una tendencia similar; en ambos casos los valores para estos rodales fueron marcadamente diferentes de los observados en las parcelas de *Quercus* ( $p < 0,02$  en todos los casos). En el caso de la diversidad de hongos saprotrofos (Figura 1G), los valores del Índice de Shannon para los rodales viejos de *Cistus* y los de *Quercus* no mostraron diferencias significativas ( $p = 0,06$ ), pero sí se observaron diferencias significativas en el índice entre los rodales jóvenes de *Cistus* y los de *Quercus* ( $p < 0,05$ ).



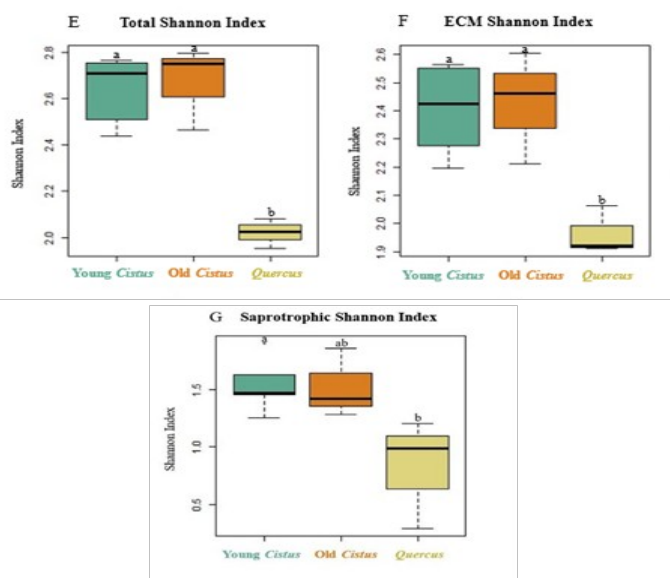


Figura 1. Producción, riqueza y diversidad de esporocarpos en rodales jóvenes de *Cistus*, rodales viejos de *Cistus* y rodales de *Quercus*. Producción anual de peso fresco de: (A) esporocarpos totales; (B) esporocarpos de hongos ectomicorrícicos (ECM); y (C) esporocarpos de hongos saprotróficos; (D) Riqueza total; Índice de Shannon para (E) la producción total de esporocarpos. (F) la producción de esporocarpos ectomicorrícicos. (G) la producción de esporocarpos saprotróficos. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativa entre los tipos de rodales ( $p < 0,05$ ).

#### 4.2. Influencia del hospedador en la composición de los taxones fúngicos

Se llevó a cabo un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) para observar la influencia de la especie dominante, por una parte, y del tipo de rodal, por otra, en la composición de la comunidad fúngica (Figura 2A, 2B). El estrés del NMDS fue débil, 0,087.

Para la agrupación por especies dominantes (Figura 2A), el análisis perMANOVA mostró diferencias significativas ( $p = 0,01$ ) y un valor no significativo de la dispersión beta ( $p = 0,301$ ), lo que indica homogeneidad en la dispersión de los grupos y una agrupación bien ajustada. No se observó superposición entre las comunidades fúngicas de los rodales de *Cistus* y de *Quercus*.

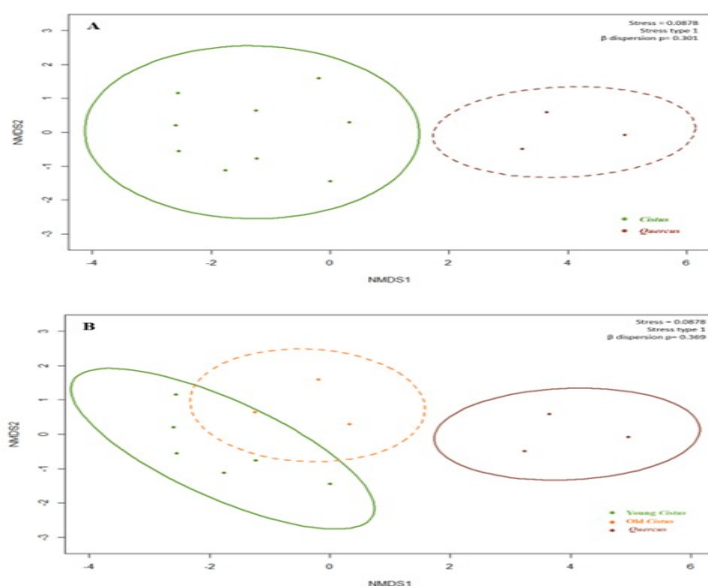


Figura 2. Escalado multidimensional no métrico (NMDS) de la producción de esporocarpos según el tipo de especie dominante (A) y según el tipo de rodal (B).

El análisis NMDS agrupado según el tipo de rodal (Figura 2B) también mostró una dispersión beta no significativa ( $p = 0,369$ ), indicando nuevamente una agrupación bien ajustada. La composición de especies de las comunidades fúngicas en las parcelas jóvenes y viejas de *Cistus* fue similar, aunque la comunidad fúngica en las parcelas viejas de *Cistus* estuvo más cerca de la composición de las parcelas de *Quercus*, sin llegar a superponerse. El análisis perMANOVA de ambas especies dominantes y edades de los rodales reveló diferencias significativas entre las comunidades fúngicas de los tres tipos de rodales ( $p = 0,001$ ).

## 5. Discusión

### 5.

#### a. Producción de esporocarpos en diferentes tipos de vegetación

La producción de esporocarpos fue mayor en los rodales de *Cistus* que en los de *Quercus*. Según SANTOS-SILVA et al. (2011), esta producción, especialmente la de especies micorrícicas, está influenciada por la proximidad de las copas de los árboles. Una mayor cobertura del dosel reduce la exposición al sol, lo que crea condiciones más favorables para las comunidades fúngicas (TOMAO et al., 2020). La cobertura del dosel influye en la temperatura, sus variaciones y la disponibilidad de agua (CHAZDON & FETCHER, 1984). La temperatura del suelo es un factor limitante para el crecimiento fúngico (TIMLING et al., 2012) y niveles altos de precipitación están relacionados con una mayor biodiversidad (TEDERSOO et al., 2014). En los rodales jóvenes de *Cistus*, la capa de arbustos es más densa y cercana al suelo, lo que reduce la entrada de luz, haciendo así las condiciones de humedad y temperatura más favorables para la fructificación fúngica (EGLI et al., 2010). Por el contrario, los doseles más abiertos en los rodales de *Quercus* generan alteraciones en el microclima, como aumentos en la temperatura superficial, que afectan significativamente la fructificación (BÄSSLER et al., 2010; KRAH et al., 2022).



La producción de biomasa fresca de esporocarpos ectomicorrícicos fue mayor en rodales jóvenes de *Cistus*, probablemente debido a su mayor tasa fotosintética. Estos arbustos jóvenes crecen rápidamente y tienen mayores requerimientos nutricionales, lo que influye en las especies ectomicorrícicas con las que establecen relaciones simbióticas (ORTEGA-MARTÍNEZ et al., 2011; TAHVANAINEN et al., 2016). Durante el periodo de fructificación, la dependencia de los hongos micorrícicos de los carbohidratos suministrados por las raíces del hospedador aumenta (NARA et al., 2003; WARING, 1987). En los rodales viejos de *Cistus* y en los de *Quercus*, la producción de esporocarpos fue menor, lo cual se asocia con tasas de fotosíntesis más bajas en plantas de mayor edad (TOMAO et al., 2020). ORTEGA-MARTÍNEZ et al. (2011) demostraron que la biomasa de esporocarpos ectomicorrícicos era hasta un 50% mayor en rodales jóvenes de *Pinus sylvestris* que en los viejos, correlacionándose con una mayor concentración de almidón en las raíces finas (KUIKKA et al., 2003).

La producción de esporocarpos de hongos saprótrofos también fue mayor en rodales jóvenes de *Cistus*. EGLI et al. (2010) reportaron una elevada tasa de crecimiento en rodales jóvenes, lo que resulta en una mayor acumulación de biomasa en forma de hojarasca, que sirve a su vez como fuente de nutrientes para los hongos saprótrofos. En los rodales de *Quercus*, la menor disponibilidad de hojarasca y posiblemente su menor contenido en nutrientes, debido a la marcescencia de sus hojas, limita la productividad de estos hongos (BANI et al., 2018; HOBBIE, 2015).

Los rodales de *Cistus* presentaron una mayor riqueza de especies fúngicas en comparación con los de *Quercus*. HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al. (2013) observaron que la riqueza en rodales de *Cistus* era igual o superior a la encontrada en rodales maduros de otras especies forestales. Los rodales jóvenes de *Cistus* estudiados se corresponden con vegetación pionera originada tras una perturbación, es decir, se encuentran en un estadio sucesional temprano en el que la competencia es reducida, lo que permite la colonización de nuevas especies de hongos ectomicorrícicos (BUSCARDO et al., 2010). Durante las etapas tempranas de la sucesión, la comunidad fúngica está formada por aquellos hongos que sobreviven a la perturbación o cuyos propágulos llegan al sitio posteriormente (KIPFER et al., 2011). La elevada riqueza fúngica en los rodales de *Cistus* jóvenes también se relaciona con la baja especificidad de sus asociaciones ectomicorrícicas en las etapas iniciales de la sucesión (RICHARD et al., 2009).

Los resultados se alinean con estudios previos de que un manejo basado en mosaico de diferentes etapas sucesionales favorece la multifuncionalidad del ecosistema, la conectividad y la resiliencia (MARTÍNEZ-SASTRE et al., 2017). La gestión en mosaico del paisaje, manteniendo áreas en diferentes etapas de sucesión ecológica beneficia tanto la producción de hongos como a su biodiversidad asociada (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2015). Por otra parte, el manejo basado en el rejuvenecimiento del matorral no solo aumenta la producción de esporocarpos si no que disminuye el riesgo de incendios (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2013). Esto puede generar beneficios económicos para



comunidades rurales, conservar la biodiversidad y prevenir incendios de manera eficiente (SANZ-BENITO et al., 2022).

5.

#### a. Composición de la comunidad

Las comunidades fúngicas en los rodales de *Cistus* fueron distintas de las de *Quercus*, lo que resalta la influencia de la especie dominante (REDONDO et al., 2020). Aunque ambas especies comparten algunos hongos asociados, las diferencias se pueden explicar por el filtrado ambiental vinculado a las condiciones del sitio (COMANDINI et al., 2006; PÉREZ-IZQUIERDO et al., 2017). En los rodales jóvenes de *Cistus*, la vegetación densa cerca del suelo conserva la humedad y favorece la fructificación de hongos saprótrofos (MEDIAVILLA et al., 2021). Además, la elevada producción de hojarasca de *Cistus* aporta materia orgánica rica en nutrientes que favorece la aparición de diferentes especies saprótrofas (FRAZÃO et al., 2018; GALLEGU et al., 2020).

Las comunidades fúngicas en los rodales viejos de *Cistus* fueron más similares a las de *Quercus* que los rodales jóvenes, lo que sugiere que *Cistus ladanifer* podría actuar como una especie puente en la sucesión hacia *Quercus* (MARTÍN-PINTO et al., 2006; MILNE, 2002). La composición fúngica cambia a medida que avanza la sucesión, ya que las especies adaptadas a las condiciones iniciales son reemplazadas por aquellas que son capaces de desarrollarse en las nuevas condiciones (SAVOIE & LARGETEAU, 2011; ZHANG et al., 2018).

Esto apunta a una reestructuración progresiva de la comunidad fúngica a lo largo de las diferentes etapas de la sucesión ecológica. De esta manera, la existencia de parches en estadios sucesionales distintos puede favorecer el desarrollo de las comunidades fúngicas, manteniendo la conectividad ecológica y resiliencia del paisaje (MARTÍNEZ-SASTRE et al., 2017; RITSCHKE et al., 2021), ya que las parcelas más viejas actúan como reservorios de ciertas especies (KOIVULA & VANHA-MAJAMAA, 2020) a la vez que las parcelas más jóvenes proporcionan una amplia variabilidad de nuevos nichos colonizables (MARTÍNEZ-SASTRE et al., 2017).

#### 6. Conclusiones

En un paisaje compuesto por matorrales jóvenes y maduros de *Cistus* y bosques de *Quercus*, la producción de esporocarpos y la riqueza son mayores en los rodales jóvenes de *Cistus* que en los otros tipos de rodales. Esto sugiere que la productividad y la riqueza están influenciadas por la edad y composición del rodal, debido a la mayor tasa fotosintética y la falta de competencia, lo que permite que se establezcan más especies de hongos hasta que la comunidad se estabiliza. La estabilización conduce a una comunidad fúngica más caracterizada y especializada en los rodales de *Quercus*, con cierta transferencia de taxones desde las etapas iniciales hacia las tardías, generando un sistema paisajístico más diverso en términos de estructura forestal y comunidades fúngicas, lo que desempeña un



papel importante en la diversidad gamma a nivel del paisaje.

En un contexto en el que los incendios forestales suponen una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad en los ecosistemas mediterráneos, promover un paisaje en mosaico protegería la conectividad ecológica sucesional, fomentando así la biodiversidad, favoreciendo la prevención de incendios al reducir la cantidad de combustible y además aumentando los beneficios socioeconómicos para las economías rurales. Para ello, una gestión forestal que facilite el rejuvenecimiento de los rodales, al mismo tiempo que mantenga áreas maduras, incrementaría la riqueza y la producción de hongos, incluidas aquellas especies comestibles que pueden tener un impacto positivo en las economías locales.

### 7. Agradecimientos

Este trabajo de investigación fue parcialmente financiado por MYCOINFOR (PID2019-105188RB-I00), Ministerio de Ciencia e Innovación de España. Agradecemos a todas las personas que participaron en el trabajo de campo.

### 8. Bibliografía

- BANI, A.; PIOLI, S.; VENTURA, M.; PANZACCHI, P.; BORRUSO, L.; TOGNETTI, R.; TONON, G.; BRUSETTI, L.; 2018. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology*, 126, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017>
- BÄSSLER, C.; MÜLLER, J.; DZIOCK, F.; BRANDL, R.; 2010. Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology*, 98(4), 822-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01669.x>
- 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 of the central Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 203(1-3), 157-175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.063>
- BUSCARDO, E.; RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; MARTÍN, M. P.; DE ANGELIS, P.; PEREIRA, J. S.; FREITAS, H.; 2010. Impact of wildfire return interval on the ectomycorrhizal resistant propagules communities of a Mediterranean open forest. *Fungal Biology*, 114(8), 628-636. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2010.05.004>
- CHAZDON, R. L.; FETCHER, N.; 1984. Light environments of tropical forests. En E. Medina, H. A. Mooney, & C. Vázquez-Yanes (Eds.), *Physiological ecology of plants of the wet tropics* (Vol. 12, pp. 27-36). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-7299-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-009-7299-5_4)
- COMANDINI, O.; CONTU, M.; RINALDI, A. C.; 2006. An overview of *Cistus* ectomycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 16(6), 381-395. <https://doi.org/10.1007/s00572-006-0047-8>
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VIVIENDA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO.; 2023a. Plan de restauración del incendio de Losacio (Zamora) acaecido en 17 de julio de 2022. Junta de Castilla y León.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VIVIENDA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO.;



2023b. Plan de restauración del incendio de Riofrío de Aliste (Zamora) acaecido en 15 de junio de 2022. Junta de Castilla y León.

EGLI, S.; AYER, F.; PETER, M.; EILMANN, B.; RIGLING, A.; 2010. Is forest mushroom productivity driven by tree growth? Results from a thinning experiment. *Annals of Forest Science*, 67(5), 509-509. <https://doi.org/10.1051/forest/2010011>

EUROPEAN COMMISSION. JOINT RESEARCH CENTRE.; 2023. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2022. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/348120>

FRAZÃO, D. F.; RAIMUNDO, J. R.; DOMINGUES, J. L.; QUINTELA-SABARÍS, C.; GONÇALVES, J. C.; DELGADO, F.; 2018. *Cistus ladanifer* (Cistaceae): A natural resource in Mediterranean-type ecosystems. *Planta*, 247(2), 289-300. <https://doi.org/10.1007/s00425-017-2825-2>

GALLEGO, J. C. A.; CARO, J. G.; CAMPOS, V. H.; LOBÓN, N. C.; 2020. Effect of leaf litter from *Cistus ladanifer* L. on the germination and growth of accompanying shrubland species. *Plants*, 9(5), 593. <https://doi.org/10.3390/plants9050593>

GARCÍA-BUSTAMANTE, E.; FIDEL GONZÁLEZ-ROUCO, J. F.; GARCÍA-LOZANO, E.; MARTINEZ-PEÑA, F.; NAVARRO, J.; 2021. Impact of local and regional climate variability on fungi production from *Pinus sylvestris* forests in Soria, Spain. *International Journal of Climatology*, 41(12), 5625-5643. <https://doi.org/10.1002/joc.7144>

GASSIBE, P. V.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2015. *P. pinaster* under extreme ecological conditions provides high fungal production and diversity. *Forest Ecology and Management*, 337, 161-173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.013>

GÓRRIZ-MIFSUD, E.; MARINI GOVIGLI, V.; BONET, J. A.; 2017. What to do with mushroom pickers in my forest? Policy tools from the landowners' perspective. *Land Use Policy*, 63, 450-460. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.003>

GREESHMA, A. A.; SRIDHAR, K. R.; PAVITHRA, M.; GHATE, S. D.; 2016. Impact of fire on the macrofungal diversity in scrub jungles of south-west India. *Mycology*, 7(1), 15-28. <https://doi.org/10.1080/21501203.2016.1147090>

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2013. Post-fire fungal succession in a Mediterranean ecosystem dominated by *Cistus ladanifer* L. *Forest Ecology and Management*, 289, 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.009>

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; PANDO, V.; MARTÍN-PINTO, P.; 2015. Impact of fuel reduction treatments on fungal sporocarp production and diversity associated with *Cistus ladanifer* L. ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 353, 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.007>

HOBBIE, S. E.; 2015. Plant species effects on nutrient cycling: Revisiting litter feedbacks. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(6), 357-363. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.03.015>

KEELEY, J. E.; BOND, W. J.; BRADSTOCK, R. A.; PAUSAS, J. G.; RUNDEL, P. W.; 2011. Fire in Mediterranean ecosystems: Ecology, evolution and management (1.<sup>a</sup> ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139033091>

KIPFER, T.; MOSER, B.; EGLI, S.; WOHLGEMUTH, T.; GHAZOUL, J.; 2011. Ectomycorrhiza succession patterns in *Pinus sylvestris* forests after stand-replacing



fire in the Central Alps. *Oecologia*, 167(1), 219-228. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1981-5>

KOIVULA, M.; VANHA-MAJAMAA, I.; 2020. Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes*, 9(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0209-1>

KRAH, F.-S.; HAGGE, J.; SCHREIBER, J.; BRANDL, R.; MÜLLER, J.; BÄSSLER, C.; 2022. Fungal fruit body assemblages are tougher in harsh microclimates. *Scientific Reports*, 12(1), 1633. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05715-9>

KUIKKA, K.; HÄRMÄ, E.; MARKKOLA, A.; RAUTIO, P.; ROITTO, M.; SAIKKONEN, K.; AHONEN-JONNARTH, U.; FINLAY, R.; TUOMI, J.; 2003. Severe defoliation of scots pine reduces reproductive investment by ectomycorrhizal symbionts. *Ecology*, 84(8), 2051-2061. <https://doi.org/10.1890/02-0359>

LIVNE-LUZON, S.; SHEMESH, H.; OSEM, Y.; CARMEL, Y.; MIGAEL, H.; AVIDAN, Y.; TSAFRIR, A.; GLASSMAN, S. I.; BRUNS, T. D.; OVADIA, O.; 2021. High resilience of the mycorrhizal community to prescribed seasonal burnings in eastern Mediterranean woodlands. *Mycorrhiza*, 31(2), 203-216. <https://doi.org/10.1007/s00572-020-01010-5>

MAGHNA, F. Z.; SANGUIN, H.; ABBAS, Y.; VERDINELLI, M.; KERDOUH, B.; EL GHACHTOULI, N.; LANCELLOTTI, E.; BAKKALI YAKHLEF, S. E.; DUPONNOIS, R.; 2017. Impact du mode de gestion de la subéraie de la Maâmore (Maroc) sur la diversité des champignons ectomycorhiziens associés à *Quercus suber*. *Comptes Rendus. Biologies*, 340(5), 298-305. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2017.04.001>

MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; RIERA, P.; GIERGICZNY, M.; COLINAS, C.; 2011. Value of wild mushroom picking as an environmental service. *Forest Policy and Economics*, 13(6), 419-424. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.05.003>

MARTÍNEZ-SASTRE, R.; RAVERA, F.; GONZÁLEZ, J. A.; LÓPEZ SANTIAGO, C.; BIDEGAIN, I.; MUNDA, G.; 2017. Mediterranean landscapes under change: Combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy*, 67, 472-486. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.001>

MARTÍN-PINTO, P.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; DEJENE, T.; MEDIAVILLA, O.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; REQUE, J. A.; SANZ-BENITO, I.; SANTOS, M.; GEML, J.; 2022. Influence of stand age and site conditions on ectomycorrhizal fungal dynamics in *Cistus ladanifer*-dominated scrubland ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 519, 120340. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120340>

MARTÍN-PINTO, P.; SANZ-BENITO, I.; SANTOS, M.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; GEML, J.; 2021. Anthropological impacts determine the soil fungal distribution of Mediterranean oak stands. *Ecological Indicators*, 132, 108343. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108343>

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(1-3), 296-305. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.006>

MEDIAVILLA, I.; BLÁZQUEZ, M. A.; RUIZ, A.; ESTEBAN, L. S.; 2021. Influence of the storage of *Cistus ladanifer* L. bales from mechanised harvesting on the essential oil



yield and qualitative composition. *Molecules*, 26(8), 2379. <https://doi.org/10.3390/molecules26082379>

MEDIAVILLA, O.; GEML, J.; OLAIZOLA, J.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; BALDRIAN, P.; MARTÍN-PINTO, P.; 2019. Effect of forest fire prevention treatments on bacterial communities associated with productive *Boletus edulis* sites. *Microbial Biotechnology*, 12(6), 1188-1198. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13395>

MILNE, J.; 2002. Post-fire colonization of *Cistus creticus* L. seedlings by ectomycorrhizal fungi in Aleppo pine forests in Central Greece. <https://era.ed.ac.uk/handle/1842/11173>

MORICCA, S.; RAGAZZI, A.; 2008. Fungal endophytes in Mediterranean oak forests: A lesson from *Discula quercina*. *Phytopathology*®, 98(4), 380-386. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-98-4-0380>

NARA, K.; NAKAYA, H.; HOGETSU, T.; 2003. Ectomycorrhizal sporocarp succession and production during early primary succession on Mount Fuji. *New Phytologist*, 158(1), 193-206. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00724.x>

NORDÉN, J.; PENTTILÄ, R.; SIITONEN, J.; TOMPPO, E.; OVASKAINEN, O.; 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology*, 101(3), 701-712. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12085>

OHENOJA, E.; KOISTINEN, R.; 1984. Fruit body production of larger fungi in Finland. 2: Edible fungi in northern Finland 1976—1978. *Annales Botanici Fennici*, 21(4), 357-366. <https://www.jstor.org/stable/23726151>

OKSANEN, J.; SIMPSON, G. L.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; ... BORMAN, T.; 2001. vegan: Community Ecology Package (p. 2.6-10) [Software]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

ORGIAZZI, A.; LUMINI, E.; NILSSON, R. H.; GIRLANDA, M.; VIZZINI, A.; BONFANTE, P.; BIANCIOTTO, V.; 2012. Unravelling soil fungal communities from different Mediterranean land-use backgrounds. *PLoS ONE*, 7(4), e34847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034847>

ORIA-DE-RUEDA, J. A.; MARTÍN-PINTO, P.; OLAIZOLA, J.; 2008. Bolete productivity of Cistaceae scrublands in Northwestern Spain. *Economic Botany*, 62(3), 323-330. <https://doi.org/10.1007/s12231-008-9031-x>

ORTEGA-MARTÍNEZ, P.; ÁGUEDA, B.; FERNÁNDEZ-TOIRÁN, L. M.; MARTÍNEZ-PEÑA, F.; 2011. Tree age influences on the development of edible ectomycorrhizal fungi sporocarps in *Pinus sylvestris* stands. *Mycorrhiza*, 21(1), 65-70. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0320-8>

PEAY, K. G.; KENNEDY, P. G.; BRUNS, T. D.; 2011. Rethinking ectomycorrhizal succession: Are root density and hyphal exploration types drivers of spatial and temporal zonation? *Fungal Ecology*, 4(3), 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2010.09.010>

PÉREZ-IZQUIERDO, L.; ZABAL-AGUIRRE, M.; FLORES-RENTERÍA, D.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C.; BUÉE, M.; RINCÓN, A.; 2017. Functional outcomes of fungal community shifts driven by tree genotype and spatial-temporal factors in



Mediterranean pine forests. *Environmental Microbiology*, 19(4), 1639-1652. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13690>

PINHEIRO, J.; BATES, D.; R CORE TEAM.; 2023. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models (Versión 3.1-164) [R]. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>

PÕLME, S.; ABARENKOV, K.; HENRIK NILSSON, R.; LINDAHL, B. D.; CLEMMENSEN, K. E.; KAUSERUD, H.; NGUYEN, N.; KJØLLER, R.; BATES, S. T.; BALDRIAN, P.; FRØSLEV, T. G.; ADOJAAN, K.; VIZZINI, A.; SUIJA, A.; PFISTER, D.; BARAL, H.-O.; JÄRV, H.; MADRID, H.; NORDÉN, J.; ... TEDERSOO, L.; 2020. FungalTraits: A user-friendly traits database of fungi and fungus-like stramenopiles. *Fungal Diversity*, 105(1), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13225-020-00466-2>

POUSKA, V.; MACEK, P.; ZÍBAROVÁ, L.; 2016. The relation of fungal communities to wood microclimate in a mountain spruce forest. *Fungal Ecology*, 21, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.01.006>

REDONDO, M. A.; BERLIN, A.; BOBERG, J.; OLIVA, J.; 2020. Vegetation type determines spore deposition within a forest-agricultural mosaic landscape. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(6), f1aa082. <https://doi.org/10.1093/femsec/f1aa082>

RICHARD, F.; MILLOT, S.; GARDES, M.; SELOSSE, M.; 2005. Diversity and specificity of ectomycorrhizal fungi retrieved from an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. *New Phytologist*, 166(3), 1011-1023. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01382.x>

RICHARD, F.; SELOSSE, M.-A.; GARDES, M.; 2009. Facilitated establishment of *Quercus ilex* in shrub-dominated communities within a Mediterranean ecosystem: Do mycorrhizal partners matter? *FEMS Microbiology Ecology*, 68(1), 14-24. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00646.x>

RITSCHKE, J.; KATZENSTEINER, K.; ACÁCIO, V.; 2021. Tree regeneration patterns in cork oak landscapes of Southern Portugal: The importance of land cover type, stand characteristics and site conditions. *Forest Ecology and Management*, 486, 118970. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118970>

RIVEST, D.; ROLO, V.; LÓPEZ-DÍAZ, L.; MORENO, G.; 2011. Shrub encroachment in Mediterranean silvopastoral systems: *Retama sphaerocarpa* and *Cistus ladanifer* induce contrasting effects on pasture and *Quercus ilex* production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3-4), 447-454. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.018>

ROLO, V.; MORENO, G.; 2012. Interspecific competition induces asymmetrical rooting profile adjustments in shrub-encroached open oak woodlands. *Trees*, 26(3), 997-1006. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0677-8>

ROTHERMEL, R. C.; 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. US Department of Agriculture.

SAITTA, A.; ANSLAN, S.; BAHRAM, M.; BROCCA, L.; TEDERSOO, L.; 2018. Tree species identity and diversity drive fungal richness and community composition along an elevational gradient in a Mediterranean ecosystem. *Mycorrhiza*, 28(1), 39-47. <https://doi.org/10.1007/s00572-017-0806-8>

SANTANA, V. M.; BAEZA, M. J.; VALDECANTOS, A.; VALLEJO, V. R.; 2018. Redirecting fire-prone Mediterranean ecosystems toward more resilient and less flammable communities. *Journal of Environmental Management*, 215, 108-115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.063>



- SANTOS-SILVA, C.; GONÇALVES, A.; LOURO, R.; 2011. Canopy cover influence on macrofungal richness and sporocarp production in montado ecosystems. *Agroforestry Systems*, 82(2), 149-159. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9374-7>
- SANZ-BENITO, I.; MEDIAVILLA, O.; CASAS, A.; ORIA-DE-RUEDA, J. A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2022. Effects of fuel reduction treatments on the sporocarp production and richness of a *Quercus/Cistus* mixed system. *Forest Ecology and Management*, 503, 119798. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119798>
- SAVOIE, J.-M.; LARGETEAU, M. L.; 2011. Production of edible mushrooms in forests: Trends in development of a mycosilviculture. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 89(4), 971-979. <https://doi.org/10.1007/s00253-010-3022-4>
- SENN-IRLET, B.; BIERI, G.; 1999. Sporocarp succession of soil-inhabiting macrofungi in an autochthonous subalpine Norway spruce forest of Switzerland. *Forest Ecology and Management*, 124(2-3), 169-175. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00064-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00064-X)
- SIMÕES, M. P.; MADEIRA, M.; GAZARINI, L.; 2009. Ability of *Cistus* L. shrubs to promote soil rehabilitation in extensive oak woodlands of Mediterranean areas. *Plant and Soil*, 323(1-2), 249-265. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9934-z>
- STEPHENS, S. L.; BURROWS, N.; BUYANTUYEV, A.; GRAY, R. W.; KEANE, R. E.; KUBIAN, R.; LIU, S.; SEIJO, F.; SHU, L.; TOLHURST, K. G.; VAN WAGTENDONK, J. W.; 2014. Temperate and boreal forest mega-fires: Characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 115-122. <https://doi.org/10.1890/120332>
- TAHVANAINEN, V.; MIINA, J.; KURTTILA, M.; SALO, K.; 2016. Modelling the yields of marketed mushrooms in *Picea abies* stands in eastern Finland. *Forest Ecology and Management*, 362, 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.040>
- TÁRREGA, R.; CALVO, L.; TABOADA, Á.; GARCÍA-TEJERO, S.; MARCOS, E.; 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 731-738. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.004>
- TEDERSOO, L.; BAHRAM, M.; PÖLME, S.; KÕLJALG, U.; YOROU, N. S.; WIJESUNDERA, R.; RUIZ, L. V.; VASCO-PALACIOS, A. M.; THU, P. Q.; SUIJA, A.; SMITH, M. E.; SHARP, C.; SALUVEER, E.; SAITTA, A.; ROSAS, M.; RIIT, T.; RATKOWSKY, D.; PRITSCH, K.; PÖLDMAA, K.; ... ABARENKOV, K.; 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346(6213), 1256688. <https://doi.org/10.1126/science.1256688>
- TIMLING, I.; DAHLBERG, A.; WALKER, D. A.; GARDES, M.; CHARCOSSET, J. Y.; WELKER, J. M.; TAYLOR, D. L.; 2012. Distribution and drivers of ectomycorrhizal fungal communities across the North American Arctic. *Ecosphere*, 3(11), 1-25. <https://doi.org/10.1890/ES12-00217.1>
- TOMAO, A.; ANTONIO BONET, J.; CASTAÑO, C.; DE-MIGUEL, S.; 2020. How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi. *Forest Ecology and Management*, 457, 117678. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117678>
- TOMAO, A.; BONET, J. A.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; DE-MIGUEL, S.; 2017. Is silviculture able to enhance wild forest mushroom resources? Current knowledge and future perspectives. *Forest Ecology and Management*, 402, 102-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.039>





WARING, R. H.; 1987. Characteristics of trees predisposed to die. *BioScience*, 37(8), 569-574. <https://doi.org/10.2307/1310667>

ZHANG, K.; CHENG, X.; SHU, X.; LIU, Y.; ZHANG, Q.; 2018. Linking soil bacterial and fungal communities to vegetation succession following agricultural abandonment. *Plant and Soil*, 431(1-2), 19-36. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3743-1>