



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · 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

Composición y diversidad micológica en rodales de *Quercus ilex* L. del Paraje Natural de Interés Nacional de Poblet, Tarragona

PONCE, A.^{1,2}, ALDAY, JG.^{1,2}, MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.³, COLLADO, E.^{2,3}, MORERA, A.^{1,2}, BONET, JA.^{1,2}, DE MIGUEL, S.^{1,2}

¹ Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191, E-25198 Lleida, España.

² Unidad mixta de investigación CTFC – AGROTECNIO – CERCA, Av. Alcalde Rovira Roure 191, E-25198 Lleida, España.

³ Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC), Ctra de Sant Llorenç de Morunys, km 2, 25280 Solsona, Lleida, España.

Resumen

Las comunidades fúngicas son fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas forestales y la provisión de servicios ecosistémicos. Resulta, por tanto, crucial avanzar en el conocimiento sobre su diversidad y composición, sobre las variables ambientales que las determinan, así como sobre su conservación. Si bien los encinares (*Quercus ilex* L.) predominan en gran parte de España, la información sobre su diversidad y composición micológica es escasa. El objetivo de este estudio es describir la diversidad y composición micológica de los encinares del Paraje Natural de Interés Nacional (PNIN) de Poblet (Tarragona), así como su estado actual de protección, e identificar su respuesta a diferentes variables ambientales. Para ello, se analizó los datos de diversidad de carpóforos, clima, suelo y vegetación obtenidos de ocho parcelas permanentes de inventario micológico durante trece años. Se han identificado 241 especies, de las cuales 5 están protegidas a nivel mundial de acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN. Las familias Russulaceae y Cortinariaceae han sido las más abundantes. Los análisis estadísticos señalan correlaciones con las variables climáticas otoñales. Estos resultados remarcen la necesidad de seguir estudiando y protegiendo estos ecosistemas, más aún, si cabe, en el contexto de cambio climático.

Palabras clave

Encina, bosques mediterráneos, hongos, setas, conservación, biodiversidad, cambio climático.

1. Introducción

Los bosques de *Quercus ilex* representan uno de los ecosistemas más extensos en la cuenca Mediterránea, albergando un número considerable de especies fúngicas (Zotti & Pautasso, 2013), las cuales conforman una pieza clave para el correcto funcionamiento de estas masas forestales (Hawksworth & Lücking, 2017). Por un lado, los hongos micorrícicos forman simbiosis con las especies vegetales (Smith & Read, 2008) mientras que los hongos saprobios degradan la materia orgánica de los sistemas forestales (Baldrian et al., 2012). Es conocido que los ecosistemas forestales son uno de los hábitats más ricos en macromicetos, albergando hasta un 74% de las especies amenazadas (Arnolds & de Vries, 1993). Los principales peligros que atañen a estas especies fúngicas son el declive de los bosques maduros, el empobrecimiento y desaparición de prados seminaturales, la nitrificación de suelos originalmente pobres en este elemento, la fragmentación del hábitat y efectos indirectos del cambio climático (Senn-Irlet et al., 2007). Si bien están definidas las amenazas principales para los hongos, el campo de la

conservación sigue ocupando un espacio anecdótico cuando se habla de conservación de la biodiversidad fúngica, lo que conlleva al desconocimiento del estatus de conservación de la mayoría de las especies de hongos. Esto último puede surgir de la dificultad de su estudio debido a su morfología y taxonomía extremadamente diversa, su naturaleza críptica y la efimeridad de la mayoría de los cuerpos fructíferos que producen (Dahlberg, 2010).

Se ha observado que la fructificación de los hongos en los ecosistemas mediterráneos está influida por una serie de variables meteorológicas (Collado et al., 2018; Taye et al., 2016), por lo que es probable que los impactos derivados del aumento de las sequías puedan afectar negativamente no sólo al estado del estrato arbóreo, sino también a los hongos que prosperan en estos ecosistemas (Sardans & Peñuelas, 2013; Shi et al., 2002; Primicia et al., 2016). Si bien existen numerosos estudios sobre las comunidades fúngicas del área mediterránea (Alday et al., 2017; Castaño et al., 2018; Collado et al., 2021), la investigación específica sobre los hongos que crecen en las masas de encina (*Q. ilex*) resulta mucho más escasa. En algunos de dichos estudios existentes la información de la comunidad fúngica se obtuvo mediante el muestreo de micelio en el suelo, sin tener en cuenta los carpóforos (Saitta et al., 2018; Shahin et al., 2013), mientras que en otros sólo se tienen en cuenta los hongos ectomicorrícicos (Shahin et al., 2013), y sólo unos pocos estudian el efecto de las variables meteorológicas sobre la comunidad fúngica (Salerni et al., 2002; Saitta et al., 2018). Esta información nos sirve de punto de partida para profundizar sobre la diversidad y composición de las comunidades fúngicas en los encinares mediterráneos y cómo se ven condicionadas por las condiciones meteorológicas, contribuyendo, así, a completar, la información publicada hasta la fecha.

Nuestro estudio tiene lugar en rodales de *Quercus ilex* ssp. *ilex* del Paraje Natural de Interés Nacional de Poblet, Tarragona (PNIN de Poblet). Esta zona es de gran interés social y recreativo especialmente en lo referente a la recolección de setas, unido a una vocación de conservación del patrimonio natural. La conservación de este espacio se lleva a cabo mediante acciones de planificación y gestión forestal orientadas a conservar la biodiversidad del espacio protegido, incluyendo la diversidad fúngica a través de la micoselvicultura (Martínez de Aragón et al., 2009).

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es incrementar el conocimiento científico sobre la ecología de los hongos en encinares mediterráneos que habitan el Paraje Natural de Interés Nacional de Poblet. Para ello, estudiaremos cómo una serie de variables meteorológicas influyen la diversidad y composición de especies y, en segundo lugar, evaluaremos cuál es el estado de conservación de la comunidad fúngica de este lugar.

3. Metodología

El área de estudio se encuentra en el PNIN-Poblet (41° 21' 6.4728" E, 1° 02' 25.8" N), al norte de las montañas de Prades (Tarragona, España) entre 400 y 1201 metros de altitud sobre el nivel del mar. El sustrato rocoso está compuesto mayormente por filitas paleozoicas con pequeñas cantidades de areniscas metamórficas y microconglomerados. Los suelos son Inceptisoles y Entisoles (Rodà et al., 1999) con un pH comprendido entre 5,3 y 7. La zona de estudio tiene un clima mediterráneo con tendencias continentales a medida que aumenta la altitud, caracterizada por veranos secos y otoños húmedos, con una precipitación media anual de 618 mm y una temperatura que va desde los 0°C en los meses más fríos hasta los 30°C en pleno verano. Los rodales de *Quercus ilex* cubren aproximadamente el 76% del total del parque y se caracterizan por un estrato casi puro de encinas bajas muy ramificadas con la presencia ocasional de *Acer opalus*, *A.*

monspesulanum y *Pinus pinaster*; el estrato arbustivo se compone por *Arbutus unedo*, *Caluna vulgaris*, *Erica arborea* y *Phillyrea latifolia* (Castaño et al., 2018).

Se instalaron ocho parcelas de 100 m² (10m x 10m) distribuidas a lo largo de un gradiente altitudinal entre 530 y los 850 msnm para abarcar un amplio rango de alturas y pendientes (desde el 15% hasta el 36%). Las parcelas se visitaron de septiembre a diciembre durante 13 años consecutivos entre 2008 hasta 2020, coincidiendo con los meses de mayor fructificación de los macromicetos epigeos visibles a simple vista. Las especies microscópicas e hipogeas no se tuvieron en cuenta, de igual forma que las especies saprobias de la madera o parásitas de especies vegetales. Posteriormente, los carpóforos se llevaron al laboratorio para su identificación a nivel de especie, cuando fue posible, siguiendo a Bon, 1987; Breitenbach & Kränzlin, 1991–2005; Courtecuisse & Duhem, 1994; Moser, 1983; y comprobando su nombre actual en “CABI-Bioscience Database of Fungal Name”, actualizado en mayo del 2021. La riqueza de especies se considera como el número de especies encontradas por parcela y año. Además, se contaron todos los carpóforos recogidos y se pesaron tanto en fresco como en seco siguiendo la metodología de Martínez de Aragón et al. (2007). Por último, comprobamos la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2021) para conocer el estado de conservación actual de las especies fúngicas encontradas. Los resultados de las especies incluidas en la lista roja de la IUCN se presentarán en número de carpóforos por año.

Para cada parcela se tomó una muestra de suelo con el fin de analizar las propiedades fisicoquímicas del suelo usando un cubo de extracción de 20 cm de lado. Las muestras se analizaron en el laboratorio usando la metodología descrita en Alday et al. (2012). Por otra parte, los datos meteorológicos de cada parcela, *i. e.* precipitación acumulada y temperatura (mínima, máxima y media), se obtuvieron por interpolación, corrigiendo antes su altura y pendiente, de la Agencia Estatal de Meteorología (1990-2011) y de las estaciones de las Agencias Meteorológicas catalanas y españolas (1990-2020). Esta interpolación se hizo siguiendo la metodología DAYMET (Thornton & Running, 1999; Thornton et al., 2000) implementada en el paquete de R “meteoland” (De Cáceres et al., 2018).

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el software R (R Development Core Team, 2020, versión 4.0.2) usando el paquete “lme4” (Bates et al., 2015) para ajustar modelos lineales mixtos generalizados (GLMMs, *Generalized Linear Mixed Models*) y el paquete “vegan” para el análisis de la composición de la comunidad de esporocarpos. Elegimos los GLMMs para poder analizar cómo cambiaba la riqueza de especies en función de diferentes variables como la temperatura (media mínima, media y media máxima) y la precipitación acumulada. Esto fue modelado en dos fases. En la primera fase de los modelos estimamos la probabilidad de ocurrencia basada en una distribución binomial de los datos (ausencia o presencia), y una segunda fase donde se estima la riqueza de especies condicional a la probabilidad de ocurrencia de la primera fase. Los modelos fueron elegidos según el nivel de significancia de las variables ($p\text{-valor} \leq 0.05$), según las asunciones del error de la distribución, comprobando la ausencia de multicolinealidad mediante el factor de inflación de la varianza ($VIC < 3$), así como la parsimonia del modelo según el criterio de información de Akaike (AIC), y teniendo en cuenta el sentido biológico y ecológico de las variables que se incluían en los modelos.

En segundo lugar, analizamos los cambios interanuales en la composición de la comunidad de esporocarpos mediante el análisis de correspondencias múltiples (DCA). Esto se llevó a cabo construyendo una matriz de datos con el peso seco de los esporocarpos por parcela y año. El DCA utilizado excluía las especies raras (aquellas que no llegaron al décimo percentil en la suma de abundancias totales), y fue transformado a escala logarítmica con el objetivo de tener una visión más clara de la distribución de las especies a lo largo de los ejes. Al mismo tiempo, se excluyeron los años 2013 y 2017 para

todo el análisis y el 2011 para los ectomicorrícicos con el objetivo de evitar efectos de observaciones atípicas al ser años con un peso acumulado muy cercano a cero. Igualmente, se eliminó la parcela 7 del análisis total al ser muy discordante con el resto, condicionando así la ordenación espacial y enmascarando el efecto real de las variables medioambientales sobre la comunidad total. Paralelamente, analizamos si las diferencias interanuales de la composición de esporocarpos estaban influenciadas por las variables meteorológicas y las características fisicoquímicas del suelo. Únicamente las variables significativas en los modelos aparecen en el texto (año, precipitación acumulada de septiembre, temperatura media de septiembre, contenido de materia orgánica (a partir de ahora contenido de MO), contenido de arena y pH).

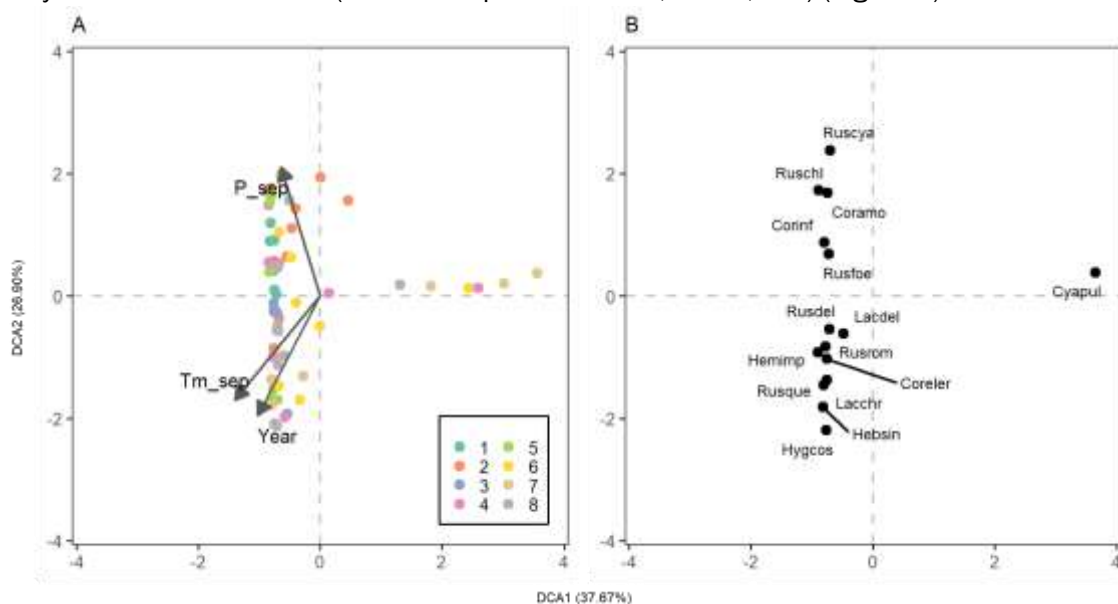
4. Resultados

Tras 112 muestreos semanales durante 13 épocas de fructificación (años), se encontró un total de 4.657 carpóforos pertenecientes a 241 especies, divididas en 123 ectomicorrícicas y 118 saprobias. La comunidad de ectomicorrícicos representó el 66,57% de todo el conjunto, incluyendo familias como Russulaceae (30%), Cortinariaceae (19%), y Boletaceae (12%). La comunidad de saprobios representó el 33,43% del total, incluyendo familias como Agaricaceae (19%), Tricholomatacea (5%) y Marasmiaceae (3%). Tanto la comunidad de ectomicorrícicos como de saprobios obtuvo los valores más altos de fructificación durante los meses de octubre y noviembre. Observamos una gran variabilidad interanual de fructificación de esporocarpos; obteniendo valores de riqueza de especies que iban desde las 0 hasta más de 20 especies. Dividiendo la base de datos en grupos tróficos, tanto los ectomicorrícicos como los saprobios variaron interanualmente de igual forma durante el periodo de estudio, oscilando entre 0 y 10 especies para los primeros y entre 0 y 12 especies para los segundos.

Los resultados de los modelos mixtos nos indican que la precipitación acumulada y temperatura media de septiembre influyeron de forma positiva y significativa ($p < 0.05$) en la riqueza de especies total y de hongos ectomicorrícicos. Por otro lado, la precipitación acumulada de octubre y la temperatura media y precipitación acumulada de noviembre influyeron de forma positiva y significativa en la riqueza de especies para la comunidad de saprobios, además de influenciar de igual forma a la riqueza de especies del total de la comunidad. La temperatura media de octubre tuvo un efecto negativo y significativo en la riqueza de especies saprobias.

Tras analizar la comunidad de hongos, vimos que, dentro de los ectomicorrícicos, *Cortinarius* fue el género con mayor número de especies (36), mientras que para los saprobios lo fue *Mycena* (17). Referido al análisis de correspondencias múltiples, observamos que la variable “año” fue significativa para la comunidad total (varianza explicada = 34%, $P = 0,001$) y de ectomicorrícicos (varianza explicada = 37%, $P = 0,001$) (Figura 1). Aun así, no encontramos tendencias claras sobre las proporciones relativas a lo largo del tiempo de estudio para estas comunidades. A su vez, observamos que la temperatura media de septiembre tuvo un efecto sobre la comunidad total (varianza explicada = 22%, $P = 0,009$), encontrando especies como *Lactarius chrysorrheus* con los valores más altos para esta variable y *Russula foetens* con los valores más bajos para la misma variable. Analizando las variables edáficas, el pH (varianza explicada = 21%, $P = 0,014$) tuvo un efecto significativo para la comunidad total, encontrando especies relacionadas con sus valores más altos como *Macrolepiota procera*. Finalmente, el contenido de arena también resultó ser significativo para este análisis (varianza explicada = 29%, $P = 0,002$), mostrando que especies como *Leucopaxillus gentianeus* prefirieron parcelas más arenosas, mientras que *Cortinarius infractus* fructificaron más en parcelas con menor cantidad de arena.

Separando la base de datos a nivel de grupos funcionales, en los ectomicorrícicos encontramos algunas especies relacionadas con los valores más altos de precipitación acumulada de septiembre (varianza explicada = 27%, $P = 0,002$) como *Russula cyanoxantha* y otras como *Hygrophorus cossus* o *Hebeloma sinapizans* aparecen relacionadas con las temperaturas medias más altas para el mes de septiembre (varianza explicada = 16%, $P = 0,024$) mientras, *Lactarius deliciosus* o *R. delica* mostraron más relación con las temperaturas medias más bajas para ese mismo mes (Figura 1). Por lo que se refiere a la comunidad de saprobios, *Agaricus arvensis* o *Mycena rosella* fructificaron en parcelas con mayor contenido de Materia Orgánica (varianza explicada = 36%, $P = 0,001$). A su vez, *Agaricus sylvicola* o *Coprinopsis picacea* mostraron predilección por suelos con mayor contenido en arena (varianza explicada = 27%, $P = 0,003$) (Figura 2).



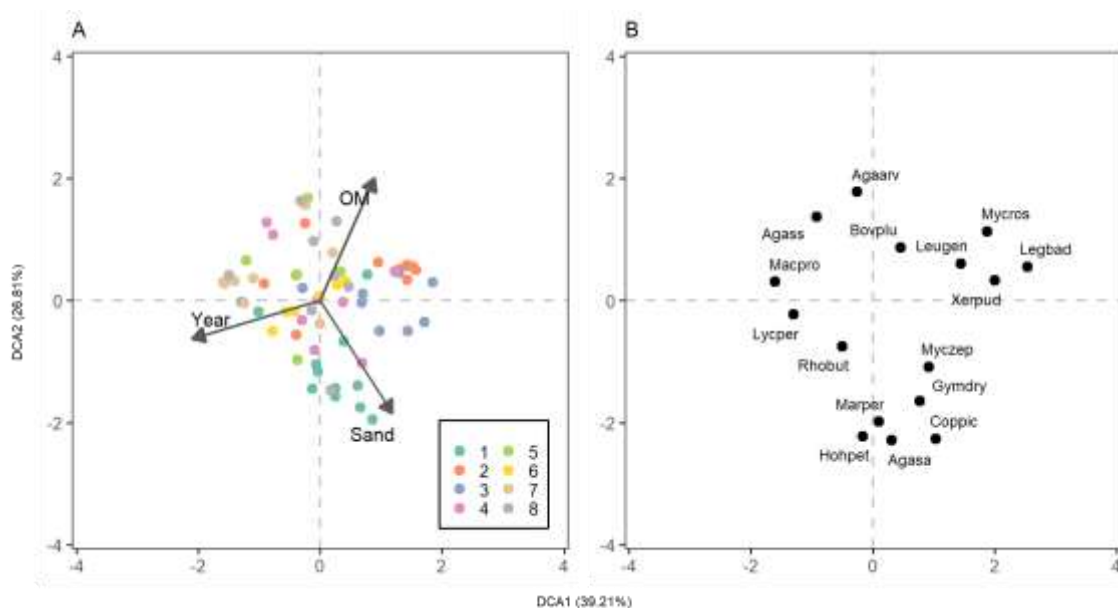


Figura 2. Análisis de correspondencias múltiples (DCA) de la composición de la comunidad de esporocarpos saprobios a lo largo de los años en los rodales de *Quercus ilex mediterraneus*. (A) Biplot de los sitios con diferentes colores indicando las diferentes parcelas además de las variables significativas. (B) Biplot de las especies más abundantes recogidas durante el periodo de estudio. La varianza explicada para cada eje aparece especificada en los paréntesis. Las abreviaciones de las especies corresponden a: Bovplu, *Bovista plumbea*; Agaary, *Agaricus arvensis*; Agasa, *Agaricus sylvicola*; Agass, *Agaricus sylvaticus*; Coppic, *Coprinopsis picacea*; Gymdry, *Gymnopus dryophilus*; Hohpet, *Hohenbuehelia petaloides*; Legbad, *Legialiana badia*; Leugen, *Leucopaxillus gentianeus*; Lycper, *Lycoperdon perlatum*; Macpro, *Macrolepiota procera*; Marper, *Marasmius peronatus*; Mycros, *Mycena rosella*; Myczep, *Mycena zephirus*; Rhobut, *Rhodocollybia butyracea*; Xerpud, *Xerula pudens*.

Comparando nuestra base de datos con la de la IUCN encontramos incluidos un total de 5 taxones:

- *Cortinarius atrovirens* Kalchbr; NT (Casi Amenazado): 7 observaciones en nuestro periodo de estudio. Especie asociada con *Abies alba* y raramente con *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica* cuando está fuera de la distribución de *A. alba*. Su distribución es limitada a Europa, siendo rara o muy rara y sus amenazas están directamente relacionadas con el tipo de bosque donde crece. Su principal amenaza es la pérdida del hábitat o reducción de las condiciones de su hábitat por construcción de carreteras, lugares de turismo, cambio climático y plagas de sus huéspedes.
- *Agaricus arvensis* Schaeff; LC (Preocupación menor): 33 observaciones en nuestro periodo de estudio. Especie saprobia con distribución global, sin evidencia de declive que crece en pastos, prados, bosques abiertos y bordes de caminos.
- *Agaricus sylvaticus* Schaeff; LC (Preocupación menor): Se encontraron un total de 10 carpóforos a lo largo del periodo de estudio. Especie saprobia con distribución global, sin evidencia de declive que crece en pastos, prados, bosques abiertos y bordes de caminos.
- *Lycoperdon perlatum* Pers; LC (Preocupación menor): Se encontraron un total de 29 carpóforos a lo largo del periodo de estudio. Especie saprobia con distribución global, sin evidencia de declive que crece en todo tipo de bosques, prados, matorrales y brezales.
- *Russula aeruginea* Fr; LC (Preocupación menor): Se encontró un carpóforo a lo largo del periodo de estudio. Especie micorrícica distribuida en Eurasia y Norteamérica, sin evidencia de declive. Localmente abundante cuando se da su hábitat óptimo de aparición normalmente bajo abedules y coníferas.

En las 5 especies analizadas encontramos una gran variación interanual, existiendo años donde ninguna de las especies citadas fructificó y otros donde se encontraron hasta 4 especies fructificando a la vez. Además, en estas especies no se encontró una tendencia clara de aumento o declive a lo largo del tiempo (Figura 3).

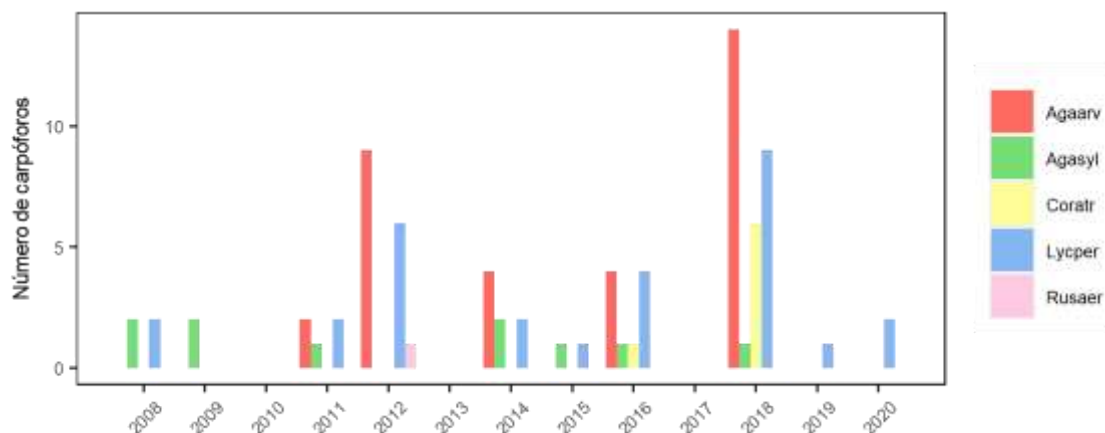


Figura 3. Número de carpóforos anuales para cada una de las especies incluidas en la lista roja de la IUCN. Las abreviaciones corresponden a Agaarv, *Agaricus arvensis*; Agasyl, *Agaricus sylvicola*; Coratr, *Cortinarius atrovirens*; Lycper, *Lycoperdon perlatum*; Rusaer, *Russula aeruginea*.

5. Discusión

En el presente estudio vemos que las 241 especies encontradas en nuestra zona de estudio constituyen una riqueza de especies coherente al compararla con estudios previos en bosques de encina (246 especies en Zotti & Pautasso, 2013; 234 especies en Richard et al., 2004 y 123 especies en Santos-Silva et al., 2011).

La riqueza de especies fluctuó entre años, siendo influenciada por las variables meteorológicas como se demostró en los modelos estadísticos realizados. Destacamos que la comunidad total y la de ectomicorrizas respondieron a las variables meteorológicas de septiembre y octubre, las cuales indican el fin de la sequía estival y favorecen la fructificación de esporocarpos durante el otoño como reportó Büntgen et al. (2015). Por otro lado, la riqueza de especies saprobias se vio influenciada por las variables meteorológicas de finales de otoño (octubre y noviembre), explicable por el hecho de que estas especies tienen más actividad metabólica durante los períodos de mínima o nula fotosíntesis (Baldrian et al., 2012). A pesar del efecto positivo de las temperaturas medias mensuales en la comunidad total y en la de ectomicorrizas, la riqueza de esporocarpos de la comunidad de saprobias se vio influenciada negativamente por la temperatura media de octubre. Si bien varios estudios han señalado efectos de las temperaturas mínimas o máximas en la fructificación de esporocarpos (Hernández-Rodríguez et al., 2015, Karavani et al., 2018), en nuestro caso no fue así. Esto es coherente con Sánchez-González et al. (2019) y Martínez-Peña et al. (2012), quienes vieron que el efecto de la temperatura puede ser más dependiente del sitio, limitando en menor forma a la producción de esporocarpos en zonas Mediterráneas que en zonas continentales.

Estudiando la composición de la comunidad, encontramos una gran abundancia de especies ectomicorrizas mientras que las saprobias se encontraron en menor número. *Russula* y *Cortinarius* fueron los géneros más frecuentes, mientras que observamos algunas especies descritas como típicas en los bosques de encina como *Cortinarius calochrous*, *Laccaria laccata* y *Lactarius chrysorrheus*. Toda esta información contrastada con estudios previos en bosques de encina da peso a la idea de que estas superficies boscosas comparten características similares en lo que se refiere a número de especies,

proporción de grupos funcionales y especies típicas (Zotti & Pautasso, 2013; Richard et al., 2004).

Por lo que se refiere al efecto de las variables ambientales sobre la composición de la comunidad, únicamente las variables meteorológicas del mes de septiembre tuvieron un efecto significativo sobre los hongos ectomicorrícicos. Así mismo, el factor “año” afectó de forma significativa a la comunidad total y de ectomicorrícicos. Encontramos coherente este resultado para los ectomicorrícicos dado que están sujetos a los ritmos fotosintéticos de las especies vegetales simbiotes, que a su vez están influenciadas por las condiciones meteorológicas cambiantes entre años (Sato et al., 2012). Por ende, esto último remarca la gran variabilidad interanual observada previamente en el análisis de riqueza y además, explica que las variables meteorológicas tengan un efecto sobre la comunidad de ectomicorrícicos. Por otro lado, explicamos que la variable “año” no sea significativa para la comunidad de saprobios dado que este grupo trófico es mucho más dependiente de las condiciones del nicho que explotan, al ser descomponedores de la materia orgánica disponible en el medio (Alday et al., 2017). Si bien observamos cambios interanuales en la comunidad de esporocarpos, no encontramos una tendencia clara ya sea para la comunidad total o dividiéndola por grupos tróficos, en gran parte debido a que los patrones de temperatura y precipitación se caracterizan por un elevado grado de variabilidad interanual.

Las variables edáficas como la cantidad de MO, la cantidad de arena y el pH también tuvieron un efecto en los cambios de composición de la comunidad. Encontramos lógico que la cantidad de MO esté relacionada con la comunidad de saprobios ya que es su fuente principal de energía (Smith & Read, 2008). Por lo que se refiere al pH, no encontramos un efecto cuando dividimos la comunidad por grupos tróficos, explicado posiblemente por el poco rango de variabilidad de pH entre parcelas, insuficiente para llegar a ser un factor limitante.

Cuando consultamos la lista roja de especies de la IUCN, únicamente 5 especies de un total de 241 han sido analizadas y catalogadas con su respectivo estatus. En nuestro estudio no observamos tendencias claras que apunten a un aumento o declive de las especies, únicamente encontramos variaciones interanuales. Esto se explica por el hecho de que i) las diferencias de temperatura y precipitación entre años son puramente estocásticas y no siguen una tendencia clara, y ii) se llevó a cabo un muestreo tradicional por carpóforos y, sabiendo que la correlación entre micelio y esporocarpos suele ser baja (Mueller et al., 2004), el micelio podría estar evolucionando de forma diferente a los carpóforos y por ende, a las condiciones meteorológicas. De las especies incluidas en el listado de la IUCN únicamente *Cortinarius atrovirens* presenta el estatus de “Casi amenazado”, indicando su cercanía a alguna de las categorías de amenaza para la especie. El resto de las especies, catalogadas como LC o preocupación menor, aparecen de forma intermitente en el área de estudio, fructificando cuando las condiciones meteorológicas son las propicias y por ahora no parecen estar sujetas a un peligro inminente.

Por último, conviene seguir estudiando cómo evoluciona la comunidad de especies en estos bosques con el objetivo de idear estrategias de conservación adecuadas, poniendo especial atención a las especies vulnerables. Es necesario mencionar que la conservación de hongos ha ganado fuerza dentro de la comunidad científica, aumentando las jornadas y congresos específicos en la materia (Senn-Irlet et al., 2007; Heilmann-Clausen & Vesterholt, 2008). Conocemos que no fue hasta 2013 cuando se incluyeron, por primera vez desde su creación en 1963, las tres primeras especies fúngicas en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN. Actualmente hay un total de 550 especies del reino Fungi en esta lista, que comparadas con las 58.343 especies para el reino Plantae y 83.669 para el reino Animalia, tienen una representación mucho menor (IUCN, 2021). Es

necesario dar valor a las nuevas herramientas y modelos predictivos, además de bases de datos que favorecen el traspaso de información entre países y monitoreo a gran escala.

6. Conclusiones

En este estudio se ha profundizado en cómo las comunidades fúngicas de *Quercus ilex* se ven afectadas por una serie de variables ambientales. Se ha visto cómo la riqueza de especies de estos rodales fluctúa a lo largo de los años, modelada mayoritariamente por la variación interanual de las variables meteorológicas pertenecientes a los meses de otoño. Por otro lado, la composición de la comunidad de hongos se vio más influenciada por las variables edáficas analizadas, mostrando preferencias por las características fisicoquímicas de las parcelas muestreadas, existiendo diferencias por grupos tróficos. Observamos que únicamente un pequeño porcentaje de las especies encontradas se encuentra analizada y catalogada por la IUCN, no obstante, estas cinco especies no están bajo riesgo inmediato de declive o extinción. Para finalizar, remarcar la necesidad de seguir estudiando esta comunidad de hongos, teniendo en cuenta la producción de esporocarpos en respuesta a las condiciones del medio y así poder detectar fluctuaciones temporales en su composición, contando con los posibles efectos del cambio climático.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha contado con el apoyo del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) [Referencia del Proyecto: RTI2018-099315-A-I00]. Josu G. Alday contó con el apoyo de la beca Ramón y Cajal [Beca número RYC-2016-20528], y José Antonio Bonet y Sergio de Miguel se beneficiaron de un contrato Serra-Hunter otorgado por la Generalitat de Catalunya. Los autores agradecen mucho al PNIN de Poblet su considerable ayuda en el proceso de instalación y mantenimiento de las parcelas experimentales.

8. Bibliografía

ALDAY, JG; MARRS, RH; MARTÍNEZ-RUIZ, C; 2012. Soil changes during early succession on coal wastes: a six-year permanent plot study. *Plant & Soil* 353: 305-320.

ALDAY, JG; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; DE-MIGUEL, S; BONET, JA; 2017. Mushroom biomass and diversity are driven by different spatio-temporal scales along Mediterranean elevation gradients. *Sci. Rep.*, 7(1), 1-11.

BALDRIAN, P; KOLAŘÍK, M; ŠTURSOVÁ, M; KOPECKÝ, J; VALÁŠKOVÁ, V; VĚTROVSKÝ, T; ŽIFČÁKOVÁ, L; ŠNAJDR, J; RÍDL, J; VLČEK, Č; VOŘÍŠKOVÁ, J; 2012. Active and total microbial communities in forest soil are largely different and highly stratified during decomposition. *ISME J*, 6(2), 248-258

BÄSSLER, C; HEILMANN-CLAUSEN, J; KARASCH, P; BRANDL, R; HALBWACHS, H; 2015. Ectomycorrhizal fungi have larger fruit bodies than saprotrophic fungi. *Fungal Ecol.*, 17, 205-212.

BATES, D; MÄCHLER, M; BOLKER, B; WALKER, S; 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1- 48. Versión del paquete 1.1-27.1.

BON, M; 1987. Guía de campo de los hongos de Europa. Omega, Barcelona, 352 pp.

BREITENBACH, J; KRÄNZLIN, F; 1991–2005. Fungi of Switzerland. Volume I, II, III, IV, V y VI: Bolets et champignons à Lames. Mykologia. Lucerne: Switzerland.

BÜNTGEN, U; EGLI, S; GALVÁN, JD; DIEZ, JM; ALDEA, J; LATORRE, J; MARTÍNEZ-PEÑA, F; 2015. Drought-induced changes in the phenology, productivity and diversity of Spanish fungi. *Fungal Ecol.*, 16, 6-18.

CABI-Bioscience Database of Fungal Names www.speciesfungorum.org. Acceso el 21 de mayo de 2021.

CASTAÑO, C; LINDAHL, BD; ALDAY, JG; HAGENBO, A; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; PARLADÉ, J; PERA, J; BONET, JA; 2018. Soil microclimate changes affect soil fungal communities in a Mediterranean pine forest. *New Phytol.*, 220(4), 1211-1221.

COLLADO, E; CAMARERO, JJ; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; PEMÁN, J; BONET, JA; DE-MIGUEL, S; 2018. Linking fungal dynamics, tree growth and forest management in a Mediterranean pine ecosystem. *For. Ecol. Manag.*, 422, 223-232.

COLLADO, E; BONET, JA; ALDAY, JG; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; DE-MIGUEL, S; 2021. Impact of forest thinning on aboveground macrofungal community composition and diversity in Mediterranean pine stands. *Ecol. Ind.*, 133, 108340.

COURTECUISSÉ, R; DUHEM, B; 1994. Guide des champignons de France et d'Europe, Hardcover, 476 pp.

DAHLBERG, A; GENNEY, DR; HEILMANN-CLAUSEN, J; 2010. Developing a comprehensive strategy for fungal conservation in Europe: current status and future needs. *Fungal Ecol.*, 3(2), 50-64.

DE CÁCERES, M; MARTIN-STPAUL, N; TURCO, M; CABON, A; GRANDA, V; 2018. Estimating daily meteorological data and downscaling climate models over landscapes. *Environ. Model. Softw.*, 108: 186-196. (<https://vegmod.ctfc.cat/software/meteoland/>). Versión del paquete 0.8.1.

GRACIA, CA; SABATÉ, S; MARTÍNEZ, JM; ALBEZA, E; 1999. Functional responses to thinning. In *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests* (pp. 329-338). Springer, Berlin, Heidelberg.

HAGENBO, A; PIÑUELA, Y; CASTAÑO, C; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; DE-MIGUEL, S; ALDAY, JG; BONET, JA; 2021. Production and turnover of mycorrhizal soil mycelium relate to variation in drought conditions in Mediterranean *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Quercus ilex* forests. *New Phytol.*, 230(4), 1609-1622.

HAWKSWORTH, DL; LÜCKING, R; 2017. Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *The fungal kingdom*, 79-95.

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M; DE-MIGUEL, S; PUKKALA, T; ORIA-DE-RUEDA, JA; MARTÍN-PINTO, P; 2015. Climate-sensitive models for mushroom yields and diversity in *Cistus ladanifer* scrublands. *Agric. For. Meteorol.*, 213, 173-182.

IBÁÑEZ, JJ; LLEDÓ, MJ; SÁNCHEZ, JR; RODÀ, F; 1999. Stand structure, aboveground biomass and production. In *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. *Ecol. stud.*, Vol. 137. Eds. Rodà F. Retana J. Gracia C.A. Bellot J.. Springer, Berlin, pp 31-45.

IUCN; 2021. The IUCN Red List of threatened species. Versión 2021-3 <http://www.iucnredlist.org>. Acceso el 15 de diciembre de 2021.

KARAVANI, A; DE CÁCERES, M; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; BONET, JA; DE-MIGUEL, S; 2018. Effect of climatic and soil moisture conditions on mushroom productivity and related ecosystem services in Mediterranean pine stands facing climate change. *Agric. For. Meteorol.*, 248, 432-440.

MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; BONET, JA; FISCHER, CR; COLINAS, C; 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: predictive equations for forest management of mycological resources. *For. Ecol. Manag.*, 252(1-3), 239-256.

MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; HENRIQUES, R; COLINAS, C; 2009. Los recursos micológicos en espacios protegidos: caso del "PNIN" de Poblet. 5º Congreso Forestal Español.

MARTÍNEZ-PEÑA, F; DE-MIGUEL, S; PUKKALA, T; BONET, JA; ORTEGA-MARTÍNEZ, P; ALDEA, J; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; 2012. Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius group deliciosus*. *For. Ecol. Manag.*, 282, 63-69.

MOSER, M; 1983. Keys to Agarics and Boleti (Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales). Gustav Fisher Verlag, Madrid, 535 pp.

MUELLER, GM; FOSTER, M; BILLS, GF; 2004. Biodiversity of Fungi e Inventory and Monitoring Methods. Academic Press, Burlington.

PRIMICIA, I; CAMARERO, JJ; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; DE-MIGUEL, S; BONET, JA; 2016. Linkages between climate, seasonal wood formation and mycorrhizal mushroom yields. *Agric. For. Meteorol.*, 228, 339-348.

R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RICHARD, F; MOREAU, PF; SELOSSE, MA; GARDES, M; 2004. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex* L. *Canad. J. Bot.*, 82(12), 1711-1729.

SALERNI, E; LAGANÀ, A; PERINI, C; LOPPI, S; DE DOMINICIS, V; 2002. Effects of temperature and rainfall on fruiting of macrofungi in oak forests of the Mediterranean area. *Isr. J. plant Sci.* 50, 189–198.

SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M; DE-MIGUEL, S; MARTIN-PINTO, P; MARTÍNEZ-PEÑA, F; PASALODOS-TATO, M; ORIA-DE-RUEDA, JA; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; CAÑELLAS, I; BONET, JA; 2019. Yield models for predicting aboveground ectomycorrhizal fungal productivity in *Pinus sylvestris* and *Pinus pinaster* stands of northern Spain. *For. Ecosyst.*, 6(1), 1-13.

SANTOS-SILVA, C; GONÇALVES, A; LOURO, R. 2011. Canopy cover influence on macrofungal richness and sporocarp production in montado ecosystems. *Agrofor. Syst.*, 82(2), 149-159.

SARDANS, J; PEÑUELAS, J; 2013. Plant–soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: impacts of climatic change. *Plant Soil* 365: 1–33.

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.

SATO, H; MORIMOTO, S; HATTORI, T; 2012. A thirty-year survey reveals that ecosystem function of fungi predicts phenology of mushroom fruiting. *PloS one*, 7(11), e49777.

SENN-IRLET, B; HEILMANN-CLAUSEN, J; GENNEY, D; DAHLBERG, A; 2007. Guidance for conservation of macrofungi in Europe. ECCF, Strasbourg.

SHAHIN, O; MARTIN-ST PAUL, N; RAMBAL, S; JOFFRE, R; RICHARD, F; 2013. Ectomycorrhizal fungal diversity in *Quercus ilex* Mediterranean woodlands: variation among sites and over soil depth profiles in hyphal exploration types, species richness and community composition. *Symbiosis*, 61(1), 1-12.

SHI, L; GUTTENBERGER, M; KOTTKE, I; HAMPP, R; 2002. The effect of drought on mycorrhizas of beech (*Fagus sylvatica* L): changes in community structure, and the content of carbohydrates and nitrogen storage bodies of the fungi. *Mycorrhiza* 12: 303–311.

SMITH, SE; READ, DJ; 2008. *Mycorrhizal symbiosis*, 3rd edn. London, UK: Academic Press.

Taye ZM, Martínez-Peña F, Bonet JA, Martínez de Aragón J, de-Miguel S (2016) Meteorological conditions and site characteristics driving edible mushroom production in *Pinus pinaster* forests of Central Spain. *Fungal Ecol.* 23, 30–41.

THORNTON, PE; HASENAUER, H; WHITE, MA; 2000. Simultaneous estimation of daily solar radiation and humidity from observed temperature and precipitation: an application over complex terrain in Austria. *Agric. For. Meteorol.* 104, 255–271.

THORNTON, PE; RUNNING, SW; 1999. An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. *Agric. For. Meteorol.* 93, 211–228.

ZOTTI, M; PAUTASSO, M; 2013. Macrofungi in Mediterranean *Quercus ilex* woodlands: relations to vegetation structure, ecological gradients and higher-taxon approach. *Czech Mycol.*, 65(2), 193-218.