

Estudio preliminar de la diversidad de macrohongos en El Monte de Villoria (Salamanca, España)

Alejandro Sanz Recio¹; Abel Fernández Ruiz²; Prudencio García Jiménez³; José Sánchez Sánchez⁴; David Rodríguez de la Cruz⁵

Resumen. La fragmentación de hábitat, el efecto borde, el aislamiento geográfico y la presión agrícola y ganadera son algunas de las amenazas a las que se enfrentan numerosos ecosistemas mediterráneos, como El Monte de Villoria (Salamanca), donde se han estudiado tres parcelas con predominio de diferentes especies del género *Quercus* (encina, encina y roble melojo, y alcornoque). Como una aproximación para conocer el estado de salud de estos ecosistemas fragmentados se ha estudiado durante 27 semanas la diversidad macrofúngica de este bosque. En total se registraron 186 taxones repartidos en diferentes parcelas de estudio, con una distribución condicionada por las diferentes especies arbóreas dominantes en cada parcela, alcanzando mayor diversidad alfa en la parcela de alcornoque y menor en las parcelas de encina y en la de encina y roble melojo. La alta proporción de especies saprofitas indica que el estado de conservación de las parcelas no es óptimo. Aunque este estudio es preliminar, hasta ahora se han observado valores inferiores a los esperados para un buen estado de conservación. Pese a ello, El Monte de Villoria actúa como refugio de biodiversidad en una zona de alta intervención del medio natural y debería priorizarse su conservación.

Palabras clave: diversidad; micología; aislamiento; *Quercus*; península Ibérica.

[en] Preliminary survey of macrofungal diversity in El Monte de Villoria (Salamanca, Spain)

Abstract. Habitat fragmentation, the edge effect, geographic isolation, and agricultural and livestock pressure are some of the threats faced by many Mediterranean ecosystems. As an example of this, El Monte of Villoria, where three areas with a predominance of different species of the *Quercus* genus (holm oak, holm oak and Pyrenean oak, and cork oak) have been studied. The macrofungal diversity of this forest has been studied to examine the health status of these fragmented ecosystems, obtaining values lower than those indicating an acceptable status of conservation. A total of 186 taxa have been registered distributed in different study plots, whose distribution was conditioned by the different dominant tree species in each of these plots, reaching a higher alpha diversity in the cork oak plot and lower in the holm oak plot and in the holm and Pyrenean oak plot. The high proportion of saprophytic species indicates that the conservation status of the plots is not optimal. However, El Monte de Villoria acts as a refuge for biodiversity in an area of high intervention of the natural environment and its conservation should be prioritized.

Keywords: diversity; mycology; isolation; *Quercus*; Iberian peninsula.

¹ Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Área de Botánica, Universidad de Salamanca. Avda. Licenciado Méndez Nieto, s/n. 37007-Salamanca, España.

E-mail: TheSanz99@usal.es

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8496-2407>

² Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Área de Botánica, Universidad de Salamanca. Avda. Licenciado Méndez Nieto, s/n. 37007-Salamanca, España. Instituto de Investigación en Agrobiotecnología (CIALE), Universidad de Salamanca. C/Río Duero, 12. 37185-Villamayor, España.

E-mail: abel@usal.es

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4128-2051>

³ Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Área de Botánica, Universidad de Salamanca. Avda. Licenciado Méndez Nieto, s/n. 37007-Salamanca, España. Instituto de Investigación en Agrobiotecnología (CIALE), Universidad de Salamanca. C/Río Duero, 12. 37185-Villamayor, España.

E-mail: prudenciogarcjim@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9911-3595>

⁴ Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Área de Botánica, Universidad de Salamanca. Avda. Licenciado Méndez Nieto, s/n. 37007-Salamanca, España. Instituto de Investigación en Agrobiotecnología (CIALE), Universidad de Salamanca. C/Río Duero, 12. 37185-Villamayor, España.

E-mail: jss@usal.es

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9978-5308>

⁵ Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Área de Botánica, Universidad de Salamanca. Avda. Licenciado Méndez Nieto, s/n. 37007-Salamanca, España. Instituto de Investigación en Agrobiotecnología (CIALE), Universidad de Salamanca. C/Río Duero, 12. 37185-Villamayor, España.

E-mail: droc@usal.es

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3885-5111>

Introducción

La intensificación de la actividad agrícola durante las últimas décadas en las tierras de las principales cuencas hidrográficas peninsulares ha generado una regresión masiva de la extensión ocupada por ecosistemas forestales naturales, viéndose estos a menudo reemplazados por masas arbóreas de repoblación antrópica y/o explotación agraria (Valbuena-Carabaña et al. 2010). No quedan exentos de dicha práctica los bosques mediterráneos que ocupan la cuenca del río Duero (Santos 2005). Como consecuencia de esta actividad humana se dibuja un mapa homogéneo de amplios campos de cultivo salpicado únicamente por pequeñas masas forestales (Scarascia-Mugnozza et al. 2000), de superficie variable y a menudo inconexas entre sí (Fahrig 2003). Estos nodos forestales se ven especialmente influenciados por el efecto borde (Belinchón 2009), el aislamiento, el uso de las tierras del perímetro circundante, los efectos derivados de la erosión, la destrucción de microhábitats (Soulé & Kohm. 1989) y la llegada y establecimiento de especies alóctonas (Becerra 2006, Morera et al. 2007), entre otros. Además, el tamaño del parche juega un papel muy importante, pues las manchas de menor tamaño se ven más damnificadas por estos efectos nocivos, respecto a las de mayor tamaño y, al mismo tiempo, su menor diversidad de especies corre un riesgo mayor para su conservación (Pincheira et al. 2011). Con todo ello, los bosques mediterráneos fragmentados sufren un gran aislamiento que dificulta los movimientos migratorios y dispersivos de las especies y, por ende, la conexión de los micelios fúngicos, mostrando alta susceptibilidad a la depresión endogámica (Hanski & Gaggiotti 2004; Hanski & Ovaskainen 2000). Se necesita, por tanto, llevar a cabo estudios que nos permitan valorar el estado de conservación en que se encuentran estos relictos de las zonas boscosas que ocuparon la península Ibérica. Históricamente, se han usado líquenes (Hawksworth et al. 2005), animales (Pérez 1999) y vegetales (Pernía et al. 2008) como

bioindicadores de la calidad, contaminación y estado de conservación de los ecosistemas. Sin embargo, pueden emplearse los hongos no liquenizados con tal propósito, pues estos cumplen funciones esenciales mediante la explotación de nichos ecológicos muy diversos, garantizando así su presencia en la mayoría de los ecosistemas terrestres (Fricker et al. 2008). En el caso de ambientes forestales mediterráneos, Moreno (1996) considera que las siguientes proporciones indican un buen estado de conservación del bosque: 51% saprófitos, 47% simbióticos y 2% parásitos.

El estudio completo y detallado de la biodiversidad fúngica se vuelve, sin embargo, una ardua tarea como consecuencia del elevado número de especies existentes (Hawksworth & Lücking 2017) y el desconocimiento de las mismas en buena parte del globo. Esto se acrecienta al afrontar el estudio en un ecosistema mediterráneo, donde las investigaciones llevadas a cabo son menores que en otras latitudes más estudiadas (Parker-Rhodes 1951, Dimou et al. 2008). Pese a que en los últimos años se están incorporando métodos de estudio de la diversidad fúngica mediante el análisis genético de los micelios presentes en muestras de suelo previamente obtenidas (Adamo et al. 2021), la mayoría de estudios se han llevado a cabo mediante el seguimiento de los cuerpos fructíferos hallados, de forma clásica durante la primavera y el otoño (Richard et al. 2004, Rodríguez de Francisco et al. 2019), permitiendo conocer la dinámica de aparición de dichas fructificaciones en función de los diferentes modos de vida fúngicos (Baldrian 2017).

El objeto principal de este trabajo es conocer la diversidad de macromicetos epigeos en un ecosistema forestal mediterráneo con diferencias en la composición de arbolado y la posterior elaboración de un catálogo con los taxones identificados. A su vez, se busca analizar la evolución temporal de aparición de esporocarpos, y el modo de vida de los taxones fúngicos, que permita evaluar el estado de conservación del área estudiada.



Figura 1. Ubicación de El Monte de Villoria, El Monte de La Orbada y la Reserva Biológica *Campanarios de Azaba*.

Material y métodos

El área de estudio es el paraje conocido como El Monte (Fig. 1), una parcela de 23,59 hectáreas de superficie perteneciente al término municipal de Villoria (Salamanca), en el centro oeste de la península Ibérica (40° 59' 50,77" N, 5° 20' 30,76" W), con una altitud media de 860 metros sobre el nivel del mar, e incluida dentro de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) "Campos de Alba".

Presenta un clima mediterráneo seco con leves influencias continentales (Molina 1985), con una temperatura media anual de 11,3°C y una precipitación anual de 403 mm (SIGA 2021). El sustrato sobre el que asienta está formado por arenas y arcillas del Neógeno (IGME 2021).

La vegetación potencial de la zona de estudio se corresponde con encinares supramediterráneos de la serie *Genisto hystricis-Querceto rotundifoliae* (Rivas 1987), si bien actualmente es una formación boscosa aislada y fragmentada por el uso agrícola. No obstante, y pese a que fisionómicamente se trate de un tipo de vegetación dominado por la encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) acompañada fundamentalmente por la jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.) y en menor medida la retama (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) y, casi puntualmente, la escoba (*Cytisus scoparius* L.), se delimitó la zona de trabajo en tres parcelas en función de diferencias en esta conformación: Parcela A (4,34 Ha) en el cuadrante noroeste que se corresponde con la descripción general del área estudiada, Parcela B (9,64 Ha) con formaciones mixtas de encina y roble melojo (*Quercus pyrenaica* L.) y otras especies más puntuales como el quejigo (*Quercus faginea* L.), y Parcela C (9,61 Ha) donde la especie arbórea más abundante es el alcornoque (*Quercus suber* L.).

El estudio se realizó entre los meses de octubre de 2020 y septiembre de 2021, ambos incluidos (27 semanas), con transectos lineales de 180 metros por 5 metros de ancho (Parker-Rhodes 1951; Dimou et al. 2016) con una frecuencia de muestreo de quince días, que permite optimizar la caracterización de la biodiversidad fúngica y el esfuerzo de muestreo, según estudios previos en ambientes mediterráneos (Fernández 2019) discriminando la presencia de basidiocarpos y ascocarpos macroscópicos.

La identificación de los diferentes taxones se desempeñó con la ayuda de guías y monografías micológicas en base a caracteres generales (macroscópicos, microscópicos y organolépticos) (Breitenbach & Kränzlin 1981, 1986, 1991, 1995, 2000; García et al. 2005, Parra 2008; Parra 2012, entre otros) y a través del uso de diferentes reacciones químicas (Dimou et al. 2008), utilizando un microscopio LEICA DMRD acoplado a una cámara de vídeo LEICA DC100 y al programa de tratamiento de imagen LEICA Qwin. Para la nomenclatura se ha seguido la base de datos *Index Fungorum* (CABI 2021). En el análisis de los diferentes modos de vida se tuvieron en cuenta también taxones que sólo pudieron ser determinados a nivel genérico, como por ejemplo diversos individuos del género *Cortinarius* (Pers.) Gray.

El análisis de la diversidad fúngica se evaluó mediante la diversidad alfa, valorada como la suma total de las especies recolectadas, tanto a nivel intraparcial como en el bosque en conjunto, al igual que con la diversidad beta, mediante el Índice de similitud de de Sørensen (IS): $2c/a+b$, donde "a" representa el número total de especies en una comunidad, "b" el total en otra comunidad y "c" el número que ambas tienen en común. El valor del índice oscila entre 0, para comunidades totalmente diferentes, y 1, para comunidades totalmente similares.

Resultados y discusión

El número de taxones identificados a nivel de especie (diversidad alfa) durante el año de estudio ascendió a 189 en toda el área analizada (Tab. 1). En las diferentes parcelas muestreadas (A, B y C) se registraron un total de 109, 91 y 115 especies, respectivamente.

No se valoró la ingesta de hongos macromicetos por parte de animales allí presentes ya que el riesgo de consumo es mínimo (Fogel & Trappe 1978) y no influiría en los resultados obtenidos. Las observaciones de esporocarpos arrancados durante los meses de muestreo fueron excepcionales y, por el tipo de hábitat (Escala et al. 2012) y rastros localizados (de la Torre 2010), podrían haber sido causadas por jabalíes (*Sus scrofa* L.) (Ríos 2011).

Tabla 1. Listado de taxones recolectados en cada una de las parcelas de El Monte de Villoria.

Taxón	Parcela	Taxón	Parcela
<i>Agaricus brunneolus</i> (J.E. Lange) Pilát	C	<i>Legaliana badia</i> (Pers.) Van Vooren	B
<i>Agaricus cupreobrunneus</i> (Jul. Schäff. & Steer) Pilát	A,B,C	<i>Lentinus arcularius</i> (Batsh) Zmirt.	A,C
<i>Agaricus dulcidulus</i> Schulzer	A,C	<i>Lepiota castanea</i> Quél.	C
<i>Agaricus impudicus</i> (Rea.) Pilát	A	<i>Lepiota clypeolaria</i> (Bull.) P. Kumm	A,B,C
<i>Agaricus langei</i> (FH Møller) F.H. Møller	A,C	<i>Lepiota ignivolvata</i> Bousset & Joss.	A,B,C
<i>Agaricus luteomaculatus</i> F.H. Møller	C	<i>Lepiota magnispora</i> Murrill	B
<i>Agaricus sylvicola</i> (Vittad.) Peck	A,C	<i>Lepiota oreadiformis</i> Velen.	A,B,C

<i>Agaricus xanthodermus</i> Genev.	A	<i>Lepiota pseudolilacea</i> Huijsman	A,B
<i>Agrocybe pediades</i> (Fr.) Fayod	A,B,C	<i>Lepiota sublaevigata</i> Bon & Boiffard	B
<i>Aleurocystidiellum disciforme</i> (D.C.) Boidin, Terra & Lanq.	A	<i>Lepista nuda</i> (Bull.) Cooke	A,B,C
<i>Amanita citrina</i> Pers.	C	<i>Lepista panaeolus</i> (Fr.) P. Karst	A,C
<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.	B,C	<i>Lepista personata</i> (Fr.) Cooke	A
<i>Apioperdon pyriforme</i> (Schaeff.) Vizzini	B	<i>Leucoagaricus melanotrichus</i> (Malençon & Bertault) Trimbach	B
<i>Armillaria mellea</i> (Vahl) P.Kumm	B	<i>Lycoperdon atropurpureum</i> Vittad.	A,B,C
<i>Astraeus hygrometricus</i> (Pers.) Morgan	A,B,C	<i>Lycoperdon molle</i> Pers.	A,B,C
<i>Astraeus telleriae</i> M.P. Martín, Phosri & Watling	A,B,C	<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.	A,B,C
<i>Auricularia auricula-judae</i> (Bull.) Quél.	C	<i>Lyophyllum decastes</i> (Fr.) Singer	C
<i>Bovista plumbea</i> Pers.	A,C	<i>Marasmius bulliardii</i> Quél.	B
<i>Byssomerulius corium</i> (Pers.) Parmasto	B	<i>Marasmius oreades</i> (Bolton) Fr.	A,B,C
<i>Caloboletus radicans</i> (Pers.) Vizzini	A	<i>Melanoleuca excissa</i> (Fr.) Singer	A,B
<i>Calvatia cyathiformis</i> (Bosc) Morgan	B,C	<i>Melanoleuca grammopodia</i> (Bull.) Murrill	A
<i>Clitocybe fragrans</i> (Con.) P. Kumm	A,B,C	<i>Melanoleuca melaleuca</i> (Pers.) Murrill	A
<i>Clitocybe metachroa</i> (Fr.) P. Kumm	A,B,C	<i>Melanoleuca pseudoluscina</i> Bon	A,C
<i>Clitocybe costata</i> Kühner & Romagn.	A,B,C	<i>Melanoleuca stridula</i> (Fr.) Singer	A
<i>Clitocybe odora</i> (Bull.) P.Kumm	A,B,C	<i>Mycena aetites</i> (Fr.) Quél.	A,B
<i>Clitocybe phaeophthalma</i> (Pers.) Kuyper	A	<i>Mycena arcangeliana</i> Bres.	A
<i>Clitocybe phyllophila</i> (Pers.) P. Kumm	A	<i>Mycena aurantiomarginata</i> (Fr.) Quél.	A,B,C
<i>Clitocybe rivulosa</i> (Pers.) P. Kumm	A,B,C	<i>Mycena filopes</i> (Bull.) P. Kumm	A,C
<i>Collybiopsis quercophila</i> (Pouzar) R. H. Petersen	A,B,C	<i>Mycena leptcephala</i> (Pers.) Gillet	C
<i>Conocybe pulchella</i> (Velen.) Hauskn. & Svrček	A	<i>Mycena meliigena</i> (Berk. & Cooke) Sacc.	C
<i>Coprinellus angulatus</i> (Peck) Redhead, Vilgalys & Moncalvo	C	<i>Mycena olivaceomarginata</i> (Masse) Masee	B
<i>Coprinopsis alopecia</i> (Lasch) La Chiusa & Boffelli	A,B,C	<i>Mycena pura</i> (Pers.) P. Kumm	A,B,C
<i>Cortinarius scobinaceus</i> Malençon & Bertault	C	<i>Mycena rosea</i> Gramberg	B,C
<i>Cortinarius trivialis</i> J. E. Lange	B,C	<i>Mycena vitilis</i> (Fr.) Quél.	C
<i>Crepidotus mollis</i> (Schaeff.) Staude	C	<i>Neoboletus erythropus</i> (Pers.) C. Hahn	A
<i>Crepidotus variabilis</i> (Pers.) P.Kumm	C	<i>Otidea cochleata</i> (L.) Fuckel	A,B
<i>Crinipellis scabella</i> (Alb. & Schwein.) Murrill	A,B,C	<i>Panaeolus fimicola</i> (Pers.) Gillet	A,B,C
<i>Crucibulum laeve</i> (Huds.) Kambly	C	<i>Paralepista flaccida</i> (Soweby) Vizzini	A,B,C
<i>Cystoderma amianthinum</i> (Scop.) Fayod	C	<i>Parasola hemerobia</i> (Fr.) Redhead, Vilgalys & Hopple	A
<i>Cystodermella granulosum</i> (Batsh.) Fayod	B,C	<i>Parasola plicatilis</i> (Curtis) Redhead, Vilgalys & Hopple	A,C
<i>Deconica montana</i> (Pers.) P.D. Orton	C	<i>Peniophora quercina</i> (Pers.) Cooke	B,C
<i>Entoloma cistophilum</i> Trimbach	C	<i>Phaeomarasmium erinaceus</i> (Fr.) Scherff. ex Romagn.	A,B,C
<i>Entoloma hirtipes</i> (Schumach.) M.M. Moser	B,C	<i>Phylloscypha phyllogena</i> (Cooke) Van Vooren	A
<i>Entoloma juncinum</i> (Kühner & Romagn.) Noordel	A,B,C	<i>Porostereum spadiceum</i> (Pers.) Hjortstam & Ryvarden	C
<i>Entoloma sericeum</i> Quél.	A,C	<i>Protostropharia semiglobata</i> (Batsh) Redhead, Moncalvo & Vilgalys	A

<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.	C	<i>Psathyrella fusca</i> (J. E. Lange) A. Pearson	C
<i>Faerberia carbonaria</i> (Alb. & Schwein.) Pouzar	C	<i>Pseudoomphalina compressipes</i> (Peck) Singer	A,C
<i>Fuscoporia torulosa</i> (Pers.) T. Wagner y M. Fisch	A,B,C	<i>Psilocybe coronilla</i> (Bull.) Noordel.	B
<i>Galerina perplexa</i> A.H. Sm.	C	<i>Radulomyces confluens</i> (Fr.) M. P. Cristo	C
<i>Galerina pseudomycenopsis</i> Pilát	C	<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox	A,B,C
<i>Galerina vittiformis</i> (Fr.) Singer	C	<i>Rhodocollybia proluxa</i> Antonín & Noordel	A
<i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill	A,B,C	<i>Rhodocybe fumanelli</i> Ferrari, Vizzini & Fellin	B
<i>Hebeloma cistophilum</i> Maire	A,B,C	<i>Russula amoenolens</i> Romagn.	A,B,C
<i>Hebeloma hiemale</i> Bres.	C	<i>Russula foetens</i> Pers.	A,C
<i>Hebeloma leucosarx</i> P.D. Orton	A,B,C	<i>Russula fragrans</i> Romagn.	C
<i>Hebeloma mesophaeum</i> (Pers.) Quél.	B	<i>Russula graveolens</i> Romell	A,B,C
<i>Hebeloma quercetorum</i> Quadr.	B,C	<i>Russula odorata</i> Romagn.	C
<i>Hebeloma sarcophyllum</i> (Peck) Sacc.	A	<i>Russula pectinatoides</i> Peck	B
<i>Hebeloma sordescens</i> Vesterh.	A,C	<i>Russula pseudoaffinis</i> Migl. & Nicolaj	B
<i>Helvella helvellula</i> (Durieu & Mont.) Dissing	B	<i>Russula seperina</i> Dupain	C
<i>Helvella lacunosa</i> Afzel.	B,C	<i>Russula sororia</i> (Fr.) Romell	A,B
<i>Clitocybe mediterránea</i> (Vizzini, Contu & Musumeci) E. Ludw	A,B,C.	<i>Russula stenotricha</i> Romagn.	A
<i>Inocybe flocculosa</i> Sacc.	C	<i>Russula vesca</i> Fr.	A,C
<i>Inocybe phaeoleuca</i> Kuhner	C	<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	A,B,C
<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke	A,B,C	<i>Suillellus queletii</i> (Schulzer) Vizzini, Simonini & Gelardi	A,B
<i>Laccaria proxima</i> (Boud.) Pat.	A,B	<i>Suillellus luridus</i> Schäff.	A
<i>Laccaria tortilis</i> (Bolton) Cooke	A,B	<i>Tarzetta gaillardiana</i> (Broud) Korf & J. K. Rogers	C
<i>Lactarius atlanticus</i> Bon	A	<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh.	C
<i>Lactarius chrysorrhoeus</i> Fr.	A,B,C	<i>Tricholoma sulphureum</i> (Bull.) P.Kumm	C
<i>Lactarius cistophilus</i> Bon & Trimbach	A,B	<i>Tubaria furfuracea</i> (Pers.) Gillet	A,B,C
<i>Lactarius fulvissimus</i> Romagn.	C	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	B
<i>Leccinellum lepidum</i> (H. Bouchet ex Essette) Bresinsky & Manfr. Binder	A,C	<i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Šutara	A

De entre todas las especies catalogadas, cabe destacar la presencia de *Rhodocybe fumanelli*, una especie descrita recientemente en el noreste de Italia (Vizzini et al. 2018), e inconfundible con las especies próximas por su pie ensanchado en la base, así como microscópicamente por la presencia de queilocistidios y caulocistidios. Se trata, por tanto, de la primera cita para esta especie en la península Ibérica, localizada en el área de estudio dentro de la parcela de encina y roble melojo.

La diversidad alfa en la zona de estudio se aproximó a los valores obtenidos en áreas más o menos próximas, como El Monte de La Orbada

(Fernández 2019) o la Reserva Biológica de Campanarios de Azaba (García et al. 2020), a unos 20 y 120 kilómetros de distancia, respectivamente (Fig. 1). Ambas áreas son también ecosistemas forestales mediterráneos dominados por la encina, si bien la Reserva Biológica tiene formaciones más abiertas y adhesionadas con zonas de ecotonía entre encina y roble melojo. Otros estudios en este tipo de ecosistemas (García et al. 2003), a 40 kilómetros del área de estudio, muestran un número visiblemente inferior de taxones (82), posiblemente debido a la escasa frecuencia de muestreo (Richard et al. 2004).

Tabla 2. Diversidad alfa y beta (Índice de Sørensen -IS-) entre El Monte de La Orbada y la Reserva Biológica Campanarios de Azaba con El Monte de Villoria, respectivamente. Entre paréntesis, número de taxones comunes entre las parcelas estudiadas.

Localidad	Diversidad alfa	Diversidad beta (IS)	Semanas de muestreo
R. B. <i>Campanarios de Azaba</i>	151 (38)	0,22	24
La Orbada	189 (66)	0,35	100
Monte de Villoria	186 (186)	1	27

El análisis de la diversidad beta (Tab. 2) indicó que las comunidades fúngicas del área de estudio son poco similares a otras formaciones de quercíneas estudiadas. En el caso de la Reserva Biológica los valores del IS obtenidos pudieron deberse a la ya citada diferencia de hábitats allí

presente, así como por la menor frecuencia de muestreo en dicha zona, mientras que en El Monte de La Orbada, con 4 años de estudio, las diferencias en la diversidad de macromicetos posiblemente tengan origen en el número de años muestreados (Fernández 2019).

Tabla 3. Diversidad beta (Índice de Sørensen -IS-) entre las parcelas “A”, “B” y “C” de El Monte de Villoria. Entre paréntesis, número de taxones comunes entre las parcelas estudiadas.

Parcela	A	B	C
A	-	(55) 0,55	(63) 0,56
B	(55) 0,55	-	(56) 0,54
C	(63) 0,56	(56) 0,54	-

La evaluación de la diversidad beta (Tab. 3) dentro del El Monte de Villoria mostró también diferencias en la composición de las comunidades fúngicas. Esto pudo ser debido a las diferentes especies vegetales dominantes en cada una de las parcelas estudiadas, ya que en otros estudios realizados en diferentes parcelas de un mismo ecosistema dominado por la misma especie arbórea (Fernández 2019) los valores de IS fueron más elevados. En todo caso, la similitud intraparcular es mayor que la existente con otros ecosistemas mediterráneos similares (véase Tab. 3), y alcanza valores de diversidad beta, entre diversos lugares, semejantes a los obtenidos por Fernández et al. (2020) en regiones cercanas de la provincia de Salamanca.

Los taxones más frecuentemente recolectados tanto en el conjunto del área de estudio como en las tres parcelas consideradas fueron *Astraeus hygrometricus* y *Astraeus telleriae*, presentes en un 77,8% y un 59,3% de las semanas muestreadas, respectivamente (Fig. 2),

teniendo en cuenta todos aquellos basidiomas gasteroides capaces de dispersar esporas. El amplio repertorio de especies arbóreas del género *Quercus* L. y la familia Fagaceae con las que ambas especies son capaces de desarrollar una relación de simbiosis mutualista podría explicar su alta presencia (Kayama & Yamanaka 2016). En este caso también puede influir el carácter micopionero o micorrizógeno del género *Astraeus* Morgan (Moreno 2004), ya que El Monte de Villoria presenta zonas de suelos arenosos y abiertos, sin cobertura arbórea, con presencia de jara pringosa. La abundancia de este arbusto indica etapas de degradación de encinares (Navarro & Valle 1987), si bien la frecuente aparición de basidiocarpos de este género apuntaría hacia procesos regenerativos de esta formación forestal (Southworth 2013). En el caso de especies del género *Lycoperdon* Pers., la aparición de basidiomas es habitual en encinares con sotobosque de jaras (Richard et al. 2004).

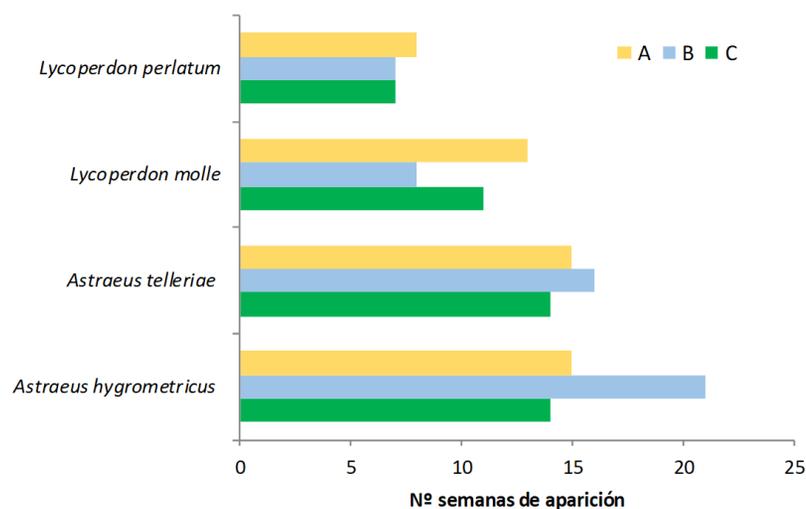


Figura 2. Semanas de presencia de esporocarpos de los taxones más abundantes en cada una de las parcelas estudiadas.

La aparición de macromicetos epigeos no se detuvo en el tiempo de desarrollo del estudio, salvo en la segunda quincena del mes de agosto, si bien su distribución no fue uniforme, en cuanto al número de taxones recolectados, señalando los meses de noviembre, diciembre y enero como los meses que

presentaron mayor diversidad (Fig. 3), un patrón ya presentado no sólo en encinares próximos a la zona de estudio (Fernández 2019), sino también en otras formaciones mediterráneas de quercíneas (Salerni et al. 2002).

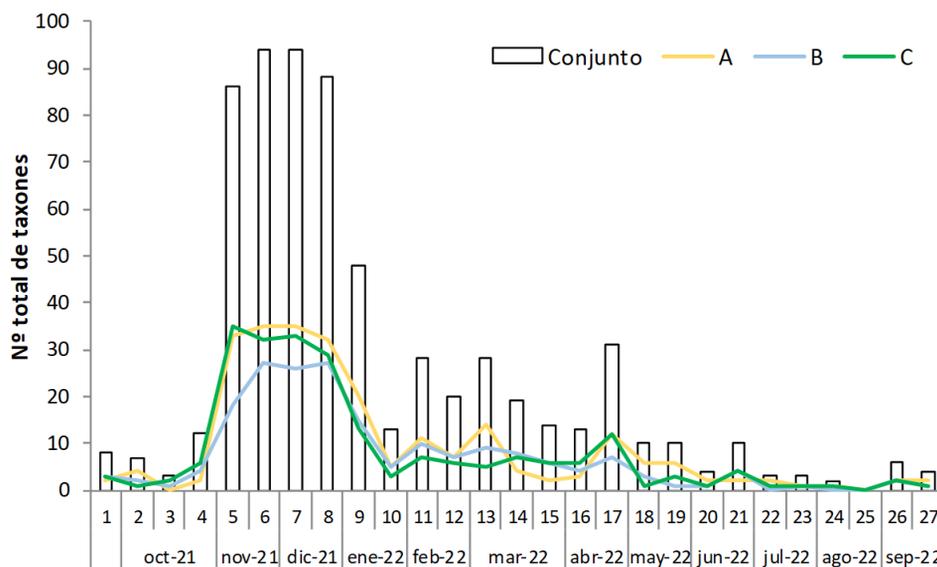


Figura 3. Número de taxones aparecidos semanalmente en las parcelas estudiadas y en el conjunto de El Monte de Villoria.

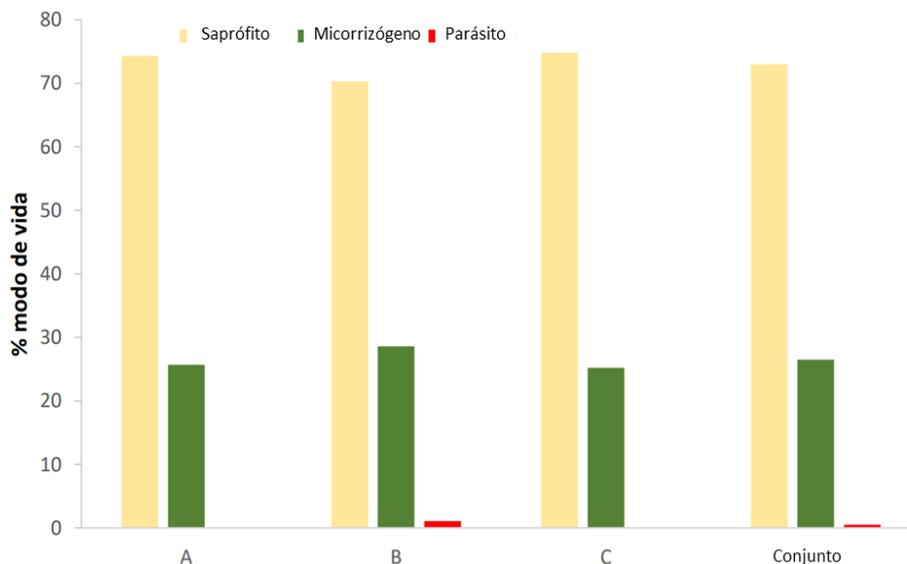


Figura 4. Representación de los modos de vida de los taxones identificados en las parcelas estudiadas y el conjunto de El Monte de Villoria.

Entre los tres modos de vida fúngicos (saprófito, micorrízico y parásito), el modo de vida sapróbico fue dominante en cada una de las parcelas de estudio (Fig. 4), con un total de 136 taxones saprobios. Los simbiontes micorrizógenos son secundariamente dominantes, con un total de 49 taxones. Por último, los parásitos, los cuales pueden considerarse anecdóticos en nuestro estudio, con una sola especie, *Armillaria mellea*, recolectada en la Parcela B durante la sexta semana de muestreo. Conocer la proporción entre

hongos simbióticos, sapróbicos y patógenos es crucial para entender las funciones ecológicas y su impacto en las comunidades vegetales (Martin et al. 2011). El elevado porcentaje de taxones sapróbicos, a pesar del bajo número de especies parásitas, revela que el estado de conservación de la zona de estudio no es óptimo (Sánchez-Martínez et al. 2012). La proporción de taxones sapróbicos es similar a la obtenida en formaciones adheridas con presencia de carga ganadera de diverso tipo (García et al. 2003; García et

al. 2020), un porcentaje que disminuye en bosques más cerrados y diversos en el estrato arbustivo, como La Orbada (Fernández 2019), donde la proporción de

taxones conforme a su modo de vida, con un mayor porcentaje de hongos micorrízicos, sugiere un estado de conservación más óptimo.

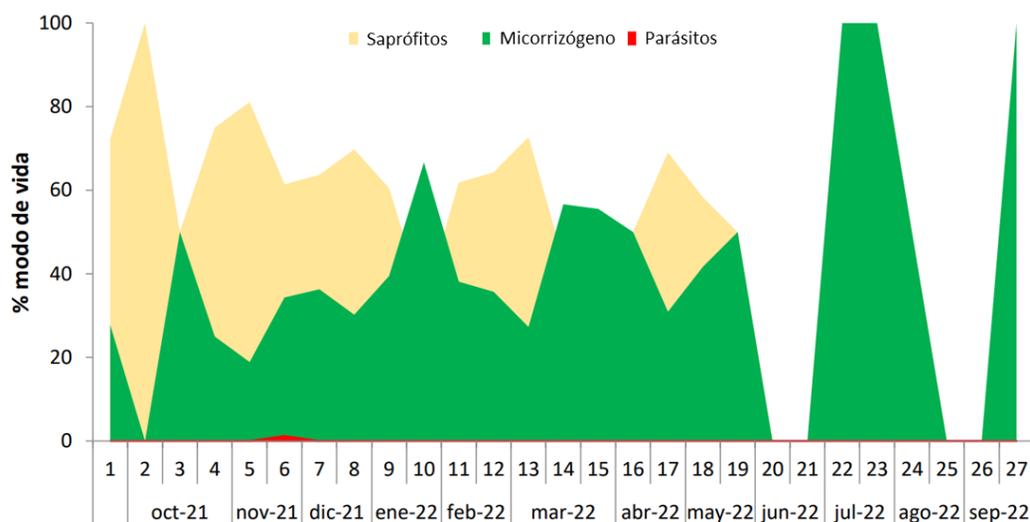


Figura 5. Proporción (en %) de taxones de cada modo de vida recolectados en el área de estudio.

Los patrones de aparición de esporocarpos correspondientes a taxones micorrizógono, parásitos y saprófitos a lo largo del año de muestreo (Fig. 5), son similares a los obtenidos en estudios similares en ecosistemas mediterráneos próximos, como La Orbada (Fernández et al. 2019). En trabajos realizados en comunidades forestales de la península Ibérica se observó que la precipitación tuvo mayor incidencia en la presencia de cuerpos fructíferos de taxones saprófitos que en los taxones micorrizógono (Baptista et al. 2010, Fernández et al. 2022), un hecho que pudo explicar la mayor presencia de estos últimos en semanas estivales.

Referencias bibliográficas

Adamo, I., Piñuela, Y., Bonet, J.A., Castaño, C., de Aragón, J.M., Parladé, J., Pera, J. & Alday, J.G. 2021. Sampling forest soils to describe fungal diversity and composition. Which is the optimal sampling size in Mediterranean pure and mixed pine oak forests? *Fungal Biol.* 125: 469-476. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2021.01.005>

Baldrian, P. 2017. Forest microbiome: Diversity, complexity and dynamics. *FEMS Microbiology* 41: 109-130. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuw040>

Baptista, P., Martins, A., Tavares, R.M. & Lino-Neto, T. 2010. Diversity and fruiting pattern of macrofungi associated with chestnut (*Castanea sativa*) in the Trás-os-Montes region (Northeast Portugal). *Fungal Ecol.* 3: 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2009.06.002>

Becerra, P.I. 2006. Invasión de árboles alóctonos en una cuenca pre-andina de Chile central. *Gayana Bot.* 63(2): 161-174. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432006000200003>

Belinchón, R. 2009. Efectos de la fragmentación de los bosques mediterráneos sobre las comunidades de líquenes epífitos. Doctoral dissertation, Universidad Rey Juan Carlos.

Breitenbach, J. & Kränzlin, F. 1981. Champignons de Suisse 1, Les Ascomycètes. Ed. Mykologia Lucerne..

Breitenbach, J. & Kränzlin, F. 1986. Champignons de Suisse 2, Champignons sans lames. Ed. Mykologia Lucerne.

Breitenbach, J. & Kränzlin, F. 1991. Champignons de Suisse, Bolets et champignons à lames: Première partie. Ed. Mykologia Lucerne.

Breitenbach, J. & Kränzlin, F. 1995. Champignons de Suisse, 4, Champignons à lames: Deuxième partie. Ed. Mykologia Lucerne.

Breitenbach, J. & Kränzlin, F. 2000. Champignons de Suisse, 5, Champignons à lames: Troisième partie. Ed. Mykologia Lucerne.

Index Fungorum. CABI. 2021. Consultado el 7 de Mayo de 2021. <http://www.indexfungorum.org/names/names.asp>

de la Torre, J. A. 2010. Jabalí *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. *Galemys* 22(2): 35-39.

Dimou, D.M., Polemis, E., Konstantinidis, G., Kaounas, V. & Zervakis, G. I. 2016. Diversity of macrofungi in the Greek islands of Lesbos and Agios Efstratios, NE Aegean Sea. *Nova Hedwigia* 102 (3/4): 439-475. https://doi.org/10.1127/nova_hedwigia/2015/0319

Dimou, D.M., Zervakis, G.I. y Polemis, E. 2008. Mycodiversity studies in selected ecosystems of Greece: 4. Macrofungi from *Abies cephalonica* forests

- and other intermixed tree species (Oxya Mt., central Greece). Mycotaxon 104: 39-42.
- Escala, M., Galicia-Paredes, D., Baquero-Martin, E., Itoiz, U. & Berasategui, G. 2012. Mamíferos de Pamplona. Ayuntamiento de Pamplona.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Ann. Rev. Ecol. Evol. and Syst. 34: 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fernández, A. 2019. Diversidad macrofúngica del monte de la Orbada (Salamanca, España), un ecosistema forestal mediterráneo aislado y fragmentado. Tesis Doctoral, Universidad de Salamanca.
- Fernández, A., Sánchez, S., García, P. & Sánchez, J. 2020. Macrofungal diversity in an isolated and fragmented Mediterranean Forest ecosystem. Plant. Biosyst. 154(2): 139-148. <https://doi.org/10.1080/11263504.2019.1578285>
- Fernández, A., Rodríguez, D., Vicente, J. L., Sánchez, S., García, P. & Sánchez, J. 2020. Considerations on Field Methodology for Macrofungi Studies in Fragmented Forests of Mediterranean Agricultural Landscapes. Agronomy 12(2): 528. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020528>
- Fogel, R.D. & Trappe, J. M. 1978. Fungus consumption (mycophagy) by small mammals. Northwest Sci. 52: 1-31.
- Fricker, M. D., Bebbler, D. & Boddy, L. 2008. Mycelial networks: structure and dynamics. British Mycological Society Symposia 28: 3-18. [https://doi.org/10.1016/S0275-0287\(08\)80003-3](https://doi.org/10.1016/S0275-0287(08)80003-3)
- García, P., Sánchez, M. & Navarro, F. 2003. Aportaciones al conocimiento micológico de algunas dehesas de Salamanca y Ávila (España). Stud. bot. 22: 65-74.
- García, P., Pérez, S., Sánchez, J.A., Sánchez, J. & Valle, C.J. 2005. Setas de Salamanca. Diputación de Salamanca, Naturaleza y Medio Ambiente: Salamanca, España.
- García, P., Fernández, A., Sánchez, J. & Rodríguez, D. 2020. Mycological Indicators in Evaluating Conservation Status: The Case of *Quercus* spp. Dehesas in the Middle-West of the Iberian Peninsula (Spain). Sustainability 12(24). 10442; <https://doi.org/10.3390/su122410442>
- Hanski, I. & Gaggiotti, O.E. 2004. Ecology, genetics, and evolution of metapopulations. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-323448-3.X5000-4>.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. Nature 404: 755-758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- Hawksworth, D.L., Iturriaga, T. & Crespo, A. 2005. Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. Rev. Iberoam. Micol. 22(2): 71-82. [https://doi.org/10.1016/S1130-1406\(05\)70013-9](https://doi.org/10.1016/S1130-1406(05)70013-9)
- Hawksworth, D.L. & Lücking, R. 2017. Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. Microbiol. Spectr. 5, 79-85. <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016>.
- IGME, Instituto geológico y minero de España. Consultado el 7 de Mayo de 2021. http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/sintesis200/pdfs/Editado37_Sintesis200.pdf
- Kayama, M. & Yamanaka, T. 2016. Growth Characteristics of Ectomycorrhizal Seedlings of *Quercus glauca*, *Quercus salicina*, *Quercus myrsinaefolia* y *Castanopsis cuspidata* Planted in Calcareous Soil. Forests 7 (11): 266. <https://doi.org/10.3390/f7110266>
- Martin, F., Cullen, D., Hibbett, D., Pisabarro, A., Spatafora, J.W., Baker, S.E. & Grigoriev, I.V. 2011. Sequencing the fungal tree of life. New Phytol. 190(4):818-821. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03688.x>
- Molina, J.J.C. 1981. Los climas de España. Vol. 8. Ed. Oikos Tau.
- Moreno, G. 2004. Bosques, matorrales, praderas y hongos. Conferencia en la Sociedad Micológica de Madrid, España.
- Moreno, G. 1996. Setas Micorrizógenas, Parásitas y Saprófitas; Una Forma de Valorar el Impacto Ambiental en Nuestros Bosques. Comunicación del Congreso Micológico de Laredo, España.
- Morera, C., Pintó, J. & Romero, M. 2007. Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. Corredores biológicos: acercamiento conceptual y experiencia en América. Imprenta Nacional (C Rica): 11-47.
- Parker-Rhodes, A.F. 1951. The Basidiomycetes of Skokholm Island VII. Some floristic and ecological calculations. New Phytol. 50 (2): 227-243. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1951.tb05187.x>
- Parra, L.A. 2008. *Agaricus* sl Fungi Europaei. Volumen 1. Ed. Candusso.
- Parra, L.A. 2012. *Agaricus* sl Fungi Europaei. Volumen 2. Ed. Candusso.
- Pérez, G.R. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Acad. Colomb. Ci. Exact. 23(88): 375-387.
- Pernía, B., De Sousa, A., Reyes, R. & Castrillo, M. 2008. Biomarcadores de contaminación por cadmio en las plantas. Interciencia 33(2): 112-119.
- Pincheira, U.J., Rau, J. R. & Peña, C.F. 2011. Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos. Phytot 78(2): 121-128.
- Richard, F., Moreau, P. A., Selosse, M. A. & Gardes, M. 2004. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex* L. Canadian Journal of Botany 82(12): 1711-1729. <https://doi.org/10.1139/b04-128>
- Ríos, F.I.M. 2011. Comportamiento del jabalí (*Sus scrofa* L.) en pastoreo. Tesis Doctoral, Universidad Austral de Chile.
- Rivas, M. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000. 268. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rodríguez de Francisco, B., Lázaro-Lobo, P. & Palá-Paúl, J. 2019. Approach to the mycological catalogue of the Dehesa of Somosierra and new records for the Community of Madrid (Spain). Bot. complut. 43: 75-83.
- Salerni, E., Perini, C., Laganà, A. & Loppi, S. 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 Martín, C., Benito Peñil, D., García de Enterría, S., Barajas Castro, I., Martín Herrero, N., Pérez Ruiz, C., Sánchez Sánchez, J., Sánchez Agudo, J.A., Rodríguez de la Cruz, D., Galante Patiño, E., Marcos García M.A. & Micó Balaguer, E. 2012. Manual de gestión sostenible de bosques abiertos mediterráneos. Ed. Castilla Tradicional.
- Santos, J.M.R. 2005. Intervención humana y transformación de los paisajes forestales en la cuenca del Duero durante la edad moderna. *Pap. Geogr.* 41-42: 209-223.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P. y Radoglou, K. 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecol. Manag.* 132: 97-109. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00383-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00383-2)
- SIGA, *Sistema de Información Geográfica de Datos Agrarios*, consultado el 7 de Mayo de 2021 <https://sig.mapama.gob.es/siga/>
- Soulé, M.E. & Kohm, K.A. 1989. Research priorities for conservation biology (Vol. 1). Island Press.
- Southworth, D. 2013. Oaks and mycorrhizal fungi. In: Chuteira, C.A., Grao, A.B., (eds.), *Oak ecology, types and management*. 207-218. Nova Science Publishers. New York.
- Valbuena-Carabaña, M., de Heredia, U. L., Fuentes-Utrilla, P., González-Doncel, I. & Gil, L. 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: a socio-economic process. *Rev. Palaeobot. Palinol.* 162(3): 492-506. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2009.11.003>
- Vizzini, A., Ferrari, R. J., Ercole, E. & Fellin, A. 2018. A new species of *Rhodocybe* sect. *Rufobrunnea* (Entolomataceae, Agaricales) from Italy. *MycKeys* 36: 21-33. <https://doi.org/10.3897/mycokeys.36.27094>