

Uso de hongos como indicadores de calidad de los ecosistemas forestales insulares

USO DE HONGOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES INSULARES

Marc Pons Sintés 1^a
mps304@id.uib.cat

Dr. Samuel Pinya Fernández 2^a
s.pinya@uib.es

Universidad de las Islas Baleares, Facultad de Ciencias, Programa DACIU (1)

Resumen

Los hongos cumplen funciones ecológicas muy diversas y esenciales en el equilibrio de ecosistemas forestales. El presente estudio pretende analizar cómo afecta la presión humana a la diversidad fúngica de hongos superiores. Para ello, se seleccionaron tres bosques de *Pinus halepensis* L. con una presión humana distinta. En cada uno se trazaron tres parcelas de 20x20 metros y se recolectaron e identificaron todos los carpóforos que aparecieron en ellas. Las muestras fueron llevadas al laboratorio para ser secadas en un horno secador y poder calcular la biomasa seca generada. Se analizaron variables descriptivas como el número de especies, número de carpóforos y biomasa seca generada, se realizó un análisis de diversidad y se estudió la composición de especies en los ecosistemas en función de la función ecológica y el grupo taxonómico al que pertenecían las especies. Los resultados indicaron una disminución significativa en ciertos parámetros como el número de especies y número de carpóforos en función del grado de antropización. En análisis de diversidad mostró una disminución en función del grado de antropización del Índice de Margalef y un comportamiento distinto de las poblaciones en la rarefacción basada en número de muestras y la función de acumulación de especies. El estudio de la composición de especies mostró diferencias significativas o tendencias marcadas en cuanto a especies saprófitas, especies agaricales y especies Russulales en los pinares con mayor grado de antropización. Con todo eso, los hongos se presentan como buenos bioindicadores de la presión humana en un ecosistema forestal considerando parámetros como el número de especies y número de carpóforos.

Palabras Clave: Hongos, diversidad, bioindicador, presión humana, número de especies.

Abstract

Fungi play very diverse and essential ecological roles in the balance of forest ecosystems. The present study aims to analyze how human pressure affects the fungal diversity of higher fungi. For this purpose, three *Pinus halepensis* L. forests with different human pressure were selected. Three 20x20 m plots were drawn in each one and all the carpophores that appeared in them were collected and identified. The samples were taken to the laboratory to be dried in a drying oven in order to calculate the dry biomass generated. Descriptive variables such as number of species, number of carpophores and dry biomass generated were analyzed, a diversity analysis was carried out and the composition of species in the ecosystems was studied according to ecological function and the taxonomic group to which the species belonged. The results indicated a significant decrease in certain parameters such as the number of species and number of carpophores as a function of the degree of anthropisation. diversity analysis showed a decrease as a function of the degree of anthropisation of the Margalef Index and a different behavior of the populations in the rarefaction based on the number of samples and the species accumulation function. The study of species composition showed significant differences or marked trends in saprophytic species, agaric species and Russulales species in the pine forests with the highest degree of anthropisation. Nevertheless, fungi are presented as good bioindicators of human pressure in a forest ecosystem considering parameters such as number of species and number of carpophores.

Keywords: Fungi, diversity, bioindicator, human pressure, number of species.

1. INTRODUCCIÓN

Los hongos son un grupo biológico muy diversificado de organismos eucariotas heterótrofos que obtienen la energía a partir de la materia orgánica del suelo (Constantino *et al.*, 2011). Juegan un papel fundamental en el equilibrio de los bosques y sus complejas funciones definen e influyen en la dinámica de los sistemas agrícolas y naturales. Sus funciones llegan desde la descomposición de la materia orgánica cerrando así el ciclo de nutrientes, el establecimiento de relaciones de tipo mutualista con las plantas silvestres o cultivadas (micorrizas), siendo el hábitat necesario para la reproducción de diferentes grupos de insectos, el alimento para la fauna o la relación de los hongos parásitos en la conservación del bosque mediterráneo, entre otros (Bielli, 1998; Jiménez *et al.*, 2022). Se distinguen tres tipos de hongos en función de su tipo de alimentación. Los saprófitos utilizan sustancias orgánicas inertes, muchas de ellas en descomposición, que pueden ser reservas de otros organismos, productos de excreción y excrementos de los mismos, o restos de vegetales y animales. Los parásitos se desarrollan en otros organismos vivos que constituyen sus hospedadores y se nutren de las sustancias que hay en sus células vivas. Los simbioses se asocian con otros seres vivos, prestándose mutua ayuda en sus funciones (Herrera *et al.*, 1990).

Los hongos constituyen en sí mismo el reino Fungi. La diversidad de especies de este reino es muy amplia y desconocida y se incluyen organismos con formas de vida y estrategias reproductivas muy variadas. Es por ello por lo que es fácil comprender la dificultad sistemática y las controversias taxonómicas que caracterizan este grupo. Evolutivamente se encuentran más próximos a los animales que a las plantas, compartiendo con los primeros un antecesor común. Actualmente se admite la existencia de 6 *Phyllum* diferentes: Chytridiomycota, Zygomycota, Glomeromycota, Ascomycota y Basidiomycota (Jiménez *et al.*, 2022, Herrera *et al.*, 1990).

La diversidad fúngica de un en un ecosistema forestal viene definida por la estructura del mismo sistema, así como de las diferentes presiones que se ve sometido el mismo, entre ellas la presión humana. Bajo la denominación de diversidad fúngica entendemos la riqueza o diversidad de especies de hongos de un ecosistema. Dentro de esta definición un determinado ecosistema será más rico cuanto mayor sea la abundancia de individuos y el peso específico de cada una de las especies allí presentes (Calonge, 2004). Históricamente, se han usado líquenes, animales y vegetales como bioindicadores de la calidad, contaminación y estado de conservación de los ecosistemas. Sin embargo, también 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 (Recio *et al.*, 2022). Independientemente de las variaciones debidas a cambios climáticos regionales, hay autores que han documentado una disminución progresiva del número de especies de hongos observadas, es decir de sus carpóforos o setas, en Europa, sin conocer claramente el motivo (García, 1982).

Para medir la diversidad fúngica, generalmente solo se incluyen hongos con fructificaciones macroscópicas (carpóforos o setas) pertenecientes a los dos *Phyllum* mejor conocidos: Ascomycota y Basidiomycota. Las especies seleccionadas constituyen únicamente una pequeña muestra de la diversidad fúngica, habiendo sido elegidas por su abundancia y relevancia en relación con el funcionamiento de los ecosistemas que habitan (Jiménez *et al.*, 2022). Los ascomicetos se caracterizan por la formación de esporangios característicos de su estado de reproducción sexual, llamados ascos en cuyo interior se generan esporas denominadas ascosporas. Los basidiomicetos en alguna de sus fases del ciclo biológico forman esporas de origen sexual llamadas

basidiósporas en células especializadas que se conocen con el nombre de basidios (Herrera *et al.*, 1990).

La cuenca del mar Mediterráneo es un punto caliente de biodiversidad. Las Islas Baleares forman un archipiélago situado en el centro del Mediterráneo Occidental. Consta de cinco islas habitadas y cerca de un centenar de islotes con algún tipo de vegetación (Rita *et al.*, 2006). La mayoría de las especies fúngicas están ligadas a la vegetación y muchas de ellas a plantas en concreto (Mir *et al.*, 2016). Los ecosistemas en los que se encuentran los macromicetos varían dependiendo la especie, pudiéndose encontrar en pinares, encinares, praderas o sistemas dunares (Alejo *et al.*, 2017).

Los hongos afectan directamente al ecosistema donde se encuentran, generando una protección importante a la biodiversidad nativa en forma directa o indirecta (Morales Amigo, 2021). Hoy las acciones humanas son capaces de producir alteraciones que afectan de manera significativa el funcionamiento de los ecosistemas. Los bosques se deben conservar, por tanto, es clave considerar que los bosques prosperan gracias a los hongos y si éstos desaparecieran, se alteraría profundamente el equilibrio biológico (García, 1982).

El presente trabajo pretende estudiar cómo afecta el grado de antropización a la diversidad fúngica. Conociendo el papel tan importante de los hongos en los ecosistemas forestales, es clave comprender como afecta la presión humana a la diversidad fúngica y a los servicios ecosistémicos que estos prestan. Para ello se va a analizar tanto la diversidad como la presencia de especies en función de grupos taxonómicos y funcionales ligado al grado de antropización.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Entorno

Para evaluar la diversidad de hongos en distintos lugares con distinto grado de antropización se determinó la estructura de las zonas de muestreo. Se establecieron tres zonas de muestreo. Cada una con tres parcelas de 20x20 metros con el fin de tener, por un lado, tres réplicas del muestreo, y por otra, más variabilidad de muestreo. En este estudio, se valoró la diversidad fúngica en los pinares de *Pinus halepensis* L. que es probablemente el árbol más abundante de las Islas Baleares, con una distribución que va desde el nivel del mar hasta más de los 500 metros de altitud. Habitualmente se puede encontrar como bosque mixto con *Quercus ilex* L. y *Olea europaea* L. (Bonner, 1989). Presentan estratos arbustivos muy diversificados donde se encuentran, entre otras especies propias del pinar mediterráneo, *Erica multiflora* L., *Cistus albidus* L., *Cistus monspeliensis* L., etc. Este estrato arbustivo suele dar cobertura a una alfombra de *Brachypodium retusum* (Pers.) P.Beauv. 1812. Es una comunidad de condición pionera y colonizadora. Micológicamente hablando, *P. halepensis*, posee una gran biodiversidad asociada porque se encuentra formando simbiosis con un gran número de especies (Constantino *et al.*, 2011). Se eligió estudiar ecosistemas dominados por *P. halepensis* y las parcelas se delimitaron manteniendo una densidad arbórea similar y una pendiente del terreno igualmente similar. Se seleccionó el bosque de Bellver (figura 1) como la localidad con mayor grado de antropización, el bosque de Bunyolí (figura 3) como una localidad sin apenas presencia humana y el bosque de la UIB (figura 2) como un lugar con un grado intermedio de antropización respecto a las anteriores localidades. En las figuras 1, 2 y 3 se detalla la localización geográfica en el mapa de las parcelas seleccionadas. Se eligió en cada parcela un árbol que constituyera una referencia con el que construir un cuadrado a partir de sus coordenadas y poder así repetir el estudio en el futuro.

Con respecto a las parcelas seleccionadas en el bosque de Bellver, la esquina NE de la primera parcela se localiza en la coordenada $39^{\circ}33'59.2''\text{N}$ $2^{\circ}37'19.9''\text{E}$, la esquina SE de la segunda parcela se localiza en $39^{\circ}33'57.6''\text{N}$ $2^{\circ}37'18.2''\text{E}$ y la esquina NO de la tercera parcela se localiza en $39^{\circ}33'57.2''\text{N}$ $2^{\circ}37'18.3''\text{E}$. Igualmente, en la UIB las esquinas NO de las tres parcelas se sitúan respectivamente en $39^{\circ}38'40.3''\text{N}$ $2^{\circ}38'31.7''\text{E}$, $39^{\circ}38'41.0''\text{N}$ $2^{\circ}38'32.9''\text{E}$ y $39^{\circ}38'39.5''\text{N}$ $2^{\circ}38'29.1''\text{E}$. Por último, en Bunyolí, la esquina SO de la primera parcela se sitúa en $39^{\circ}37'34.2''\text{N}$ $2^{\circ}35'15.9''\text{E}$, la esquina NE de la segunda parcela se sitúa en $39^{\circ}37'37.9''\text{N}$ $2^{\circ}35'12.0''\text{E}$ y la esquina SE de la tercera parcela se sitúa en $39^{\circ}37'38.4''\text{N}$ $2^{\circ}35'09.3''\text{E}$.

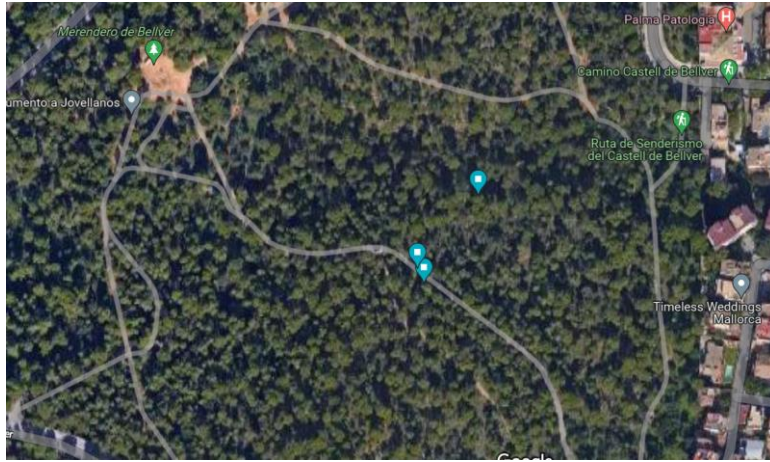


Figura 1: Mapa de la localización de las parcelas en Bellver. Los puntos azules marcan la situación geográfica de las esquinas seleccionadas.



Figura 2: Mapa de la localización de las parcelas en la UIB. Los puntos azules marcan la situación geográfica de las esquinas seleccionadas.

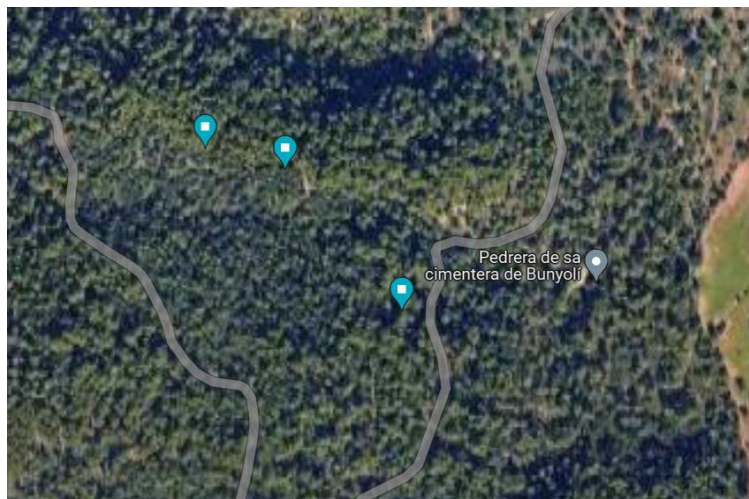


Figura 3: Mapa de la localización de las parcelas en Bunyolí. Los puntos azules marcan la situación geográfica de las esquinas seleccionadas.

2.2 Diseño experimental

Previamente al inicio del muestreo se realizó, un inventario florístico. En primer lugar, se determinaron todas las plantas presentes en cada una de las parcelas diferenciando entre plantas herbáceas, arbustivas y arbóreas. Posteriormente se le asignó una abundancia categórica a cada especie (0 para ausencia, (+) para presencia poco significativa, 1 para una cobertura de hasta el 10%, 2 para una cobertura de entre 10 y 25%, 3 para una cobertura de entre 25 y 50%, 4 para una cobertura de entre 50 y 75% y 5 para una cobertura de entre 75 y 100%). Por último, se asignaron esas mismas categorías al estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo. Los resultados de los inventarios florísticos se muestran en el Anexo 2. Las precipitaciones, la humedad del suelo y la temperatura juegan un papel fundamental en la fructificación de los hongos (Cuesta, 2011). Por ello, se tomaron de la base de datos de la AEMET los datos de temperatura y precipitación (Anexo 3).

El trabajo se inició a principios de octubre de 2022 marcando las parcelas y el muestreo de carpóforos comenzó a mediados de octubre. El muestreo de carpóforos se llevó a cabo de manera periódica cada 2 semanas hasta que dejaron de aparecer carpóforos. En el trabajo de muestreo se recolectan todos los carpóforos crecidos y se determinaron las especies presentes anotando el nombre de la especie, el número de carpóforos y el peso de cada uno de ellos. Para las especies muy abundantes se tomó una muestra de carpóforos y se midió el diámetro del sombrero con el fin de realizar una correlación entre el diámetro y el peso (Correlación de Pearson) (Anexo 4). De ese modo, únicamente midiendo el diámetro se puede inferir el peso. Todos los carpóforos recolectados se etiquetaron y dejaron secar en un horno a 60°C hasta que la muestra estuvo seca. Por último, se anotó el peso seco para calcular la biomasa producida. No se valoró la ingesta de hongos macromicetos por parte de animales allí presentes ya que el riesgo de consumo es mínimo y no influiría en los resultados obtenidos (Recio, 2022).

2.3 Análisis de datos

Antes de proceder al análisis de datos, se organizaron los datos en una tabla que relaciona cada especie encontrada con su abundancia a lo largo del muestreo en cada parcela a la que se añadió el tipo de alimentación y el grupo de cada especie para usarlos posteriormente. El análisis de datos se dividió en tres partes: i) el análisis del número de especies, número de carpóforos y biomasa generada, ii) el análisis de biodiversidad y iii) el análisis en

función del grupo funcional y taxonómico. En primer lugar, a modo de graficar la abundancia de especies, carpóforos y biomasa seca generada se realizaron gráficos de barras y líneas en función del día de muestreo. En segundo lugar, se realizaron gráficos de cajas para observar la variación en las distintas zonas de muestreo, dado que cada una tiene tres parcelas, del número de especies, número de carpóforos y biomasa seca generada acumulados a lo largo de la temporada. Se analizó si las diferencias eran significativas mediante ANOVAs de una vía. En el caso de realizar comparaciones por parejas, se usó el método de Bonferroni como método de ajuste del p-valor.

El análisis de biodiversidad se realizó a partir del estudio tanto de la diversidad alfa como la beta (Moreno, 2000). De la diversidad alfa se cuantificó la riqueza de especies y la estructura del comunidad. La riqueza específica se evaluó con índices (Riqueza de especies, Índice de Margalef, Alfa de Williams) y se calculó la proporción de riqueza de especies entre localidades. También se usaron métodos no paramétricos (Chao, Jackknife de primer y segundo orden y Bootstrap) para calcular la completitud de las muestras (López-Gómez et al., 2006). Otros métodos de estudio de la riqueza como la rarefacción (basada en individuos y muestras), las funciones de acumulación de especies (modelo de Coleman) se representaron en gráficos. La estructura de la población se evaluó mediante modelos paramétricos (Serie geométrica, Serie logarítmica, Distribución log-normal, Modelo de la vara quebrada) e índices de abundancia proporcional (Índice de Simpson, Serie de números de Hill, Índice de McIntosh, Índice de Berger-Parker, Índice de Shannon e Índice de Pielou). Los métodos paramétricos se expresaron en forma de gráficos y se realizaron test de bondad de ajuste basados en la distribución chi-cuadrado. En particular, el ajuste al modelo log-normal se evaluó mediante una batería de test de normalidad (Test de Shapiro-Wilk, Test de Anderson-Darling, Test de Cramer-von Mises, Test de Liliefors, Test de Pearson y Test de Shapiro-Francia). La dominancia se contrastó mediante contrastes de hipótesis basados en el Índice de Shannon. Por último, la diversidad beta se midió como el índice de similitud de Jaccard y se expresó en forma de dendrograma.

En último lugar, se clasificó las distintas especies según el grupo funcional y según su taxonomía. Para clasificar los hongos estudiados en los distintos grupos taxonómicos se van a utilizar los grupos que aparecen en Mir et al., 2016: Boletales, Russulales, Agaricales, Afiloforales, Heterobasidiomicetos, Gasteromicetos y Ascomicetos. Todos salvo el último pertenecen al filo de los Basidiomicetos (Herrera et al., 1990). Posteriormente, se realizaron test de independencia basado en el chi cuadrado para comprobar la independencia de las variables zona de muestreo y característica estudiada. También se realizaron análisis de varianzas ANOVA de una vía para detectar diferencias significativas entre las distintas comunidades.

3. RESULTADOS

3.1 Análisis del número de especies, número de carpóforos y biomasa generada

Tras el muestreo se expresaron los datos recogidos en una tabla asociando cada especie a su grupo y tipo de alimentación (Anexo 1, página 19). El número de carpóforos, número de especies y biomasa seca generada en cada zona de muestreo en cada día se expresó en forma de gráfico de líneas y barras (Figura 4).

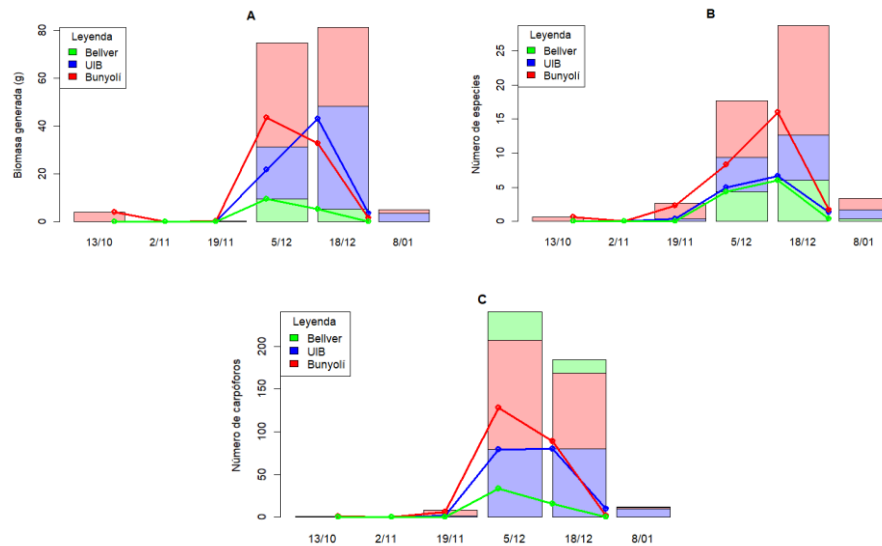


Figura 4: Representación del número de especies, carpóforos y biomasa seca generada a lo largo de las distintas jornadas de muestreo, siendo A la biomasa generada, B el número de especies y C el número de carpóforos

En cuanto a la variación de estas variables en las zonas de muestreo, se realizaron diagramas de cajas con los respectivos números de especies, carpóforos y biomasa seca generada recogidos en cada parcela (Figura 5). Los test ANOVA realizados indicaron diferencias significativas en cuanto a número de especies ($p=0.0231$), número de carpóforos ($p=0.0362$) pero no en cuanto a biomasa generada ($p=0.1133$). Las comparaciones posteriores por parejas revelaron diferencias significativas en cuanto a: número de especies entre Bunyolí y Bellver ($p=0.038$) y número de carpóforos entre Bunyolí y Bellver ($p=0.043$).

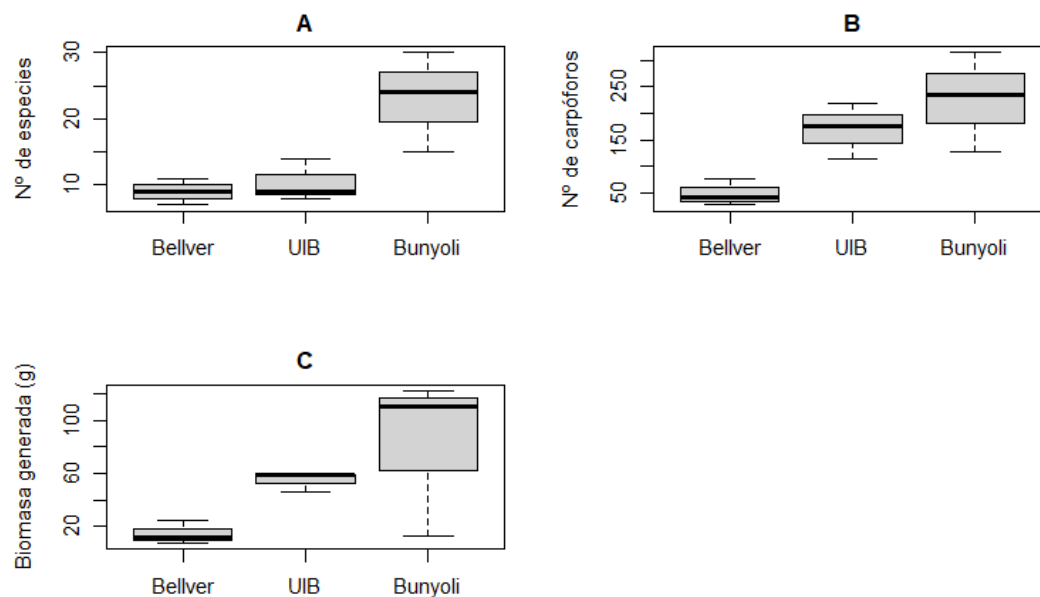


Figura 5: Variaciones entre número de especies, carpóforos y biomasa seca generada de las tres localidades de muestreo, siendo A el número de especies, B el número de carpóforos y C la biomasa generada.

3.2 Análisis de biodiversidad

El análisis de la riqueza de especies (Tabla 1) revela que Bunyolí es el que presenta mayor riqueza específica. Igual ocurre con el índice de Margalef y el alfa de Williams. A pesar de que el número de individuos es realmente menor en Bellver respecto las otras comunidades, los índices calculados son verosímiles. Los métodos no paramétricos para evaluar la riqueza de especies (Tabla 2) revelan que se estiman bastantes especies que no se han muestreado tal y como se ve con la completitud de muestreo (Tabla 3). La rarefacción en función de individuos, muestras y la función de acumulación de especies de Coleman se expresan en forma de gráfico (Figura 6). La proporción de riqueza de especies entre comunidades reveló que Bellver tiene 1.15 veces más especies que UIB y Bunyolí tiene 1.82 veces más especies que Bellver y 2.1 veces más que UIB.

	Riqueza específica	Margalef	Alfa de Williams
Bellver	23	4.4025	7.6264
UIB	20	3.0495	4.1541
Bunyolí	42	6.292	9.9129

Tabla 1: Riqueza de especies en función de la localidad.

	N	S	Chao	Jackknife 1	Jackknife 2
Bellver	18	23	57.118	39.056	50.820
UIB	18	20	35.741	29.444	35.824
Bunyolí	18	42	62.825	61.833	72.134

Tabla 2: Riqueza de especies en función de la localidad mediante métodos no paramétricos donde N es el número de muestras y S el número de especies observadas.

	Completitud Chao	Completitud Jackknife 1	Completitud Jackknife 2	Completitud Bootstrap
Bellver	0.403	0.589	0.453	0.777
UIB	0.559	0.679	0.558	0.829
Bunyolí	0.669	0.679	0.582	0.824

Tabla 3: Completitud de muestreo con los distintos métodos no paramétricos usados en función de la localidad.

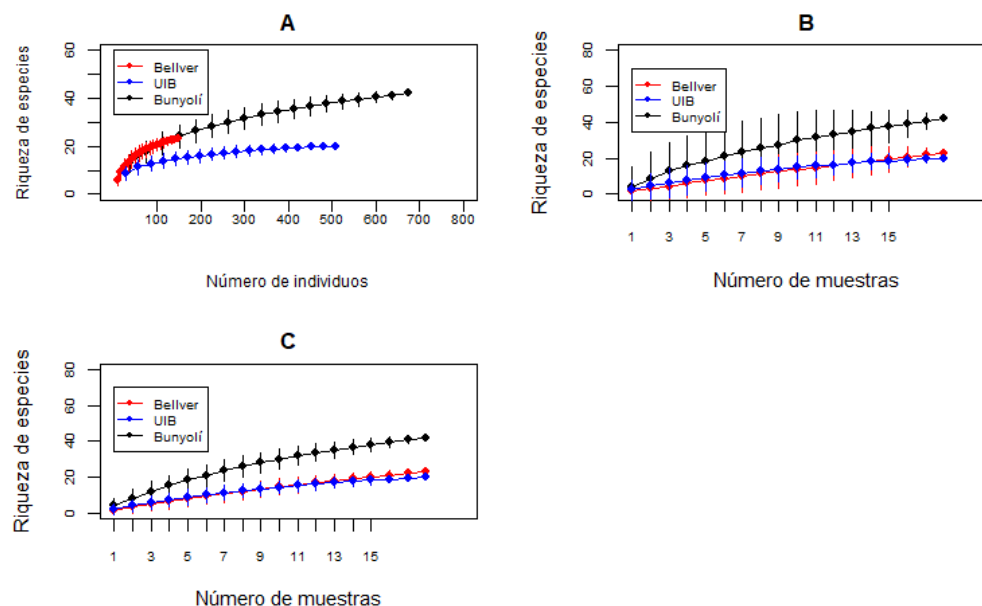


Figura 6: Curvas de rarefacción y acumulación de especies basada en individuos (A), en muestras (B) y en acumulación de especies (C) para las tres localidades de estudio.

La estructura de las distintas poblaciones se evaluó mediante tests de bondad de ajuste a la serie logarítmica, la serie geométrica, la distribución log-normal y el modelo de la vara quebrada. En cuanto a Bellver (Figura 7) se ajusta a la serie geométrica ($p=0.3333$) igual que a la serie logarítmica ($p=0.286$). El conjunto de tests para evaluar la normalidad (Tabla 4) concluyeron que los datos no se adaptan a una distribución log-normal. El modelo de la vara quebrada no se ajusta a los datos ($p=0.001065$). Respecto a la población de la UIB (Figura 8) se ajusta a la serie geométrica ($p=0.2798$) y a la serie logarítmica ($p=0.7572$). La batería de test para contrastar la normalidad (Tabla 4) concluyen que los datos no se adaptan a una distribución log-normal ya que la prueba Lilliefors no muestra diferencias significativas ($p=0.0403$). El modelo de la vara quebrada tampoco se ajusta a los datos estudiados ($p=7.75e-08$). En último lugar, la población estudiada de Bunyolí se adapta a la serie geométrica ($p=0.3338$) y también a la serie logarítmica ($p=0.4165$). Al igual que las otras, no se adapta a la distribución log-normal (Tabla 4) ni tampoco al modelo de la vara quebrada ($p=1.069e-08$).

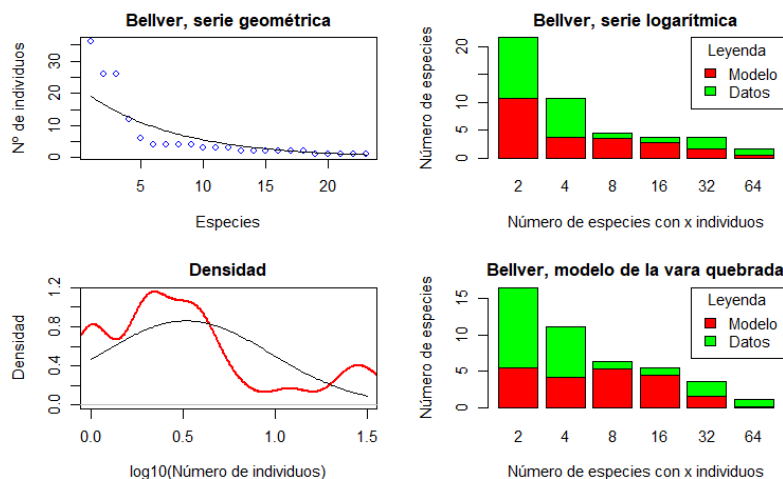


Figura 7: Ajuste de los datos obtenidos de la localidad de Bellver a los modelos de medición de la estructura.

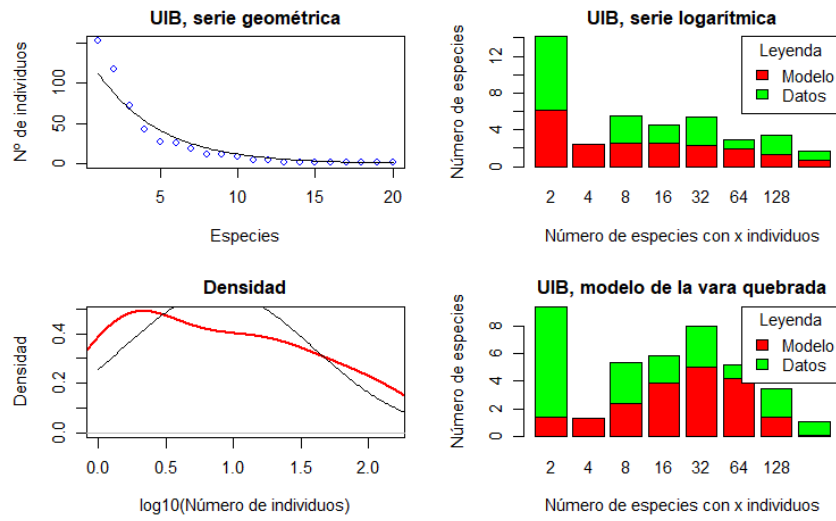


Figura 8: Ajuste de los datos obtenidos de la localidad de la UIB a los modelos de medición de la estructura.

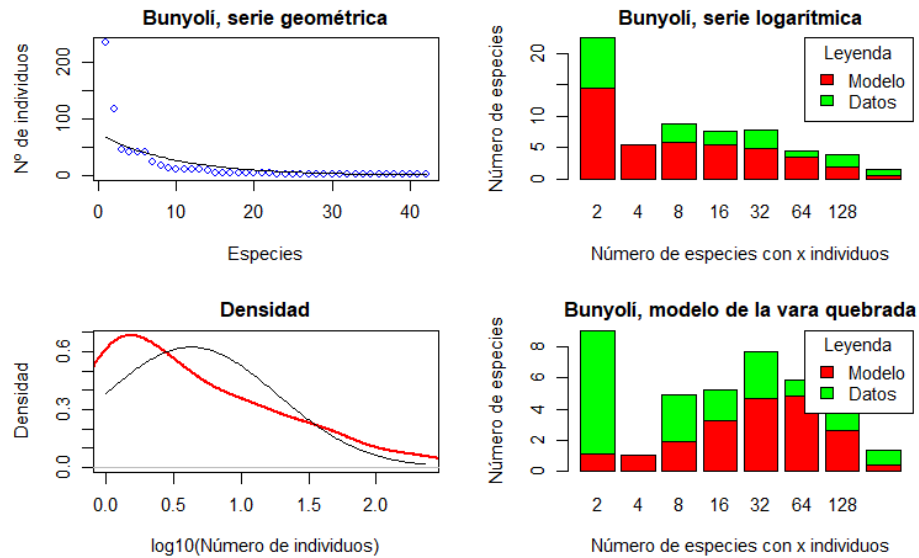


Figura 9: Ajuste de los datos obtenidos de la localidad de Bunyolí a los modelos de medición de la estructura.

	Bellver	UIB	Bunyolí
Shapiro-Wilk	0.0055	0.1145	0.0002
Anderson-Darling	0.0058	0.1668	0.0002
Cramer-von Mises	0.0108	0.2148	0.0006
Liliefors	0.0099	0.0403	0.0032
Pearson	0.0251	0.5412	4.74e-05
Shapiro-Francia	0.0102	0.2122	0.0007

Tabla 4: P-valores obtenidos para evaluar el ajuste de los datos a una distribución log-normal.

Los resultados de los índices de abundancia proporcional se expresan en la Tabla 5. Los contrastes de hipótesis basados en el índice de Shannon mostraron diferencias significativas entre Bellver y la UIB ($p=0.0497$) pero no entre UIB y Bunyolí ni Bunyolí y Bellver respectivamente ($p=0.0944$, $p=0.5321$). La diversidad beta se midió mediante el coeficiente de Similitud de Jaccard y el dendrograma correspondiente (Figura 10) sugiere que la población de Bellver se encuentra más alejada de las otras.

	Simpson	McIntosh	Berger-Parker	Shannon	Pielou
Bellver	0.86541271	0.68984337	0.24324324	2.4338128	0.81242666
UIB	0.82229989	0.60531145	0.2992126	2.0829082	0.69529184
Bunyolí	0.83271769	0.61463834	0.34467456	2.4308336	0.81143219

Tabla 5: Índices de abundancia proporcional para cada una de las localidades estudiadas.

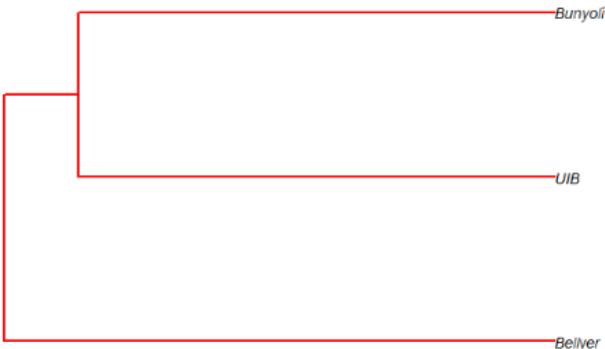


Figura 10: Dendrograma basado en el coeficiente de Similitud de Jaccard entre las localidades estudiadas.

3.3 Análisis del grupo funcional y taxonómico

Se analizó la variación de especies según su grupo funcional y la relación entre el grupo funcional y la localidad de muestreo (Tabla 6). Con test de independencia de Pearson se contrastó la independencia del tipo de alimentación con la zona de muestreo ($p=0.9578$). Igualmente se contrastó la independencia de las especies saprófitas y la zona de muestreo ($p=0.977$), también simbios ($p=0.8198$) y parásitas ($p=1$). La figura 11 muestra en diagramas de cajas la variación del número de especies de cada tipo de alimentación (simbios y saprófitas ya que el número de parásitas es el mismo en todas las zonas) en las distintas zonas de muestreo. Se realizaron contrastes de varianzas ANOVA de primera vía observando variaciones no significativas en cuanto a número de saprófitos ($p=0.0545$) y número de simbios ($p=0.1115$).

	UIB	Bunyolí	Bellver	UIB%	Bunyolí%	Bellver%
Saprófitos	14	28	17	70	66.67	73.91
Simbios	5	13	5	25	30.95	21.74
Parásitos	1	1	1	5	2.38	4.35
Total	20	42	23	100	100	100

Tabla 6: Diversidad de especies según su grupo funcional y su proporción respecto al total en cada localidad.

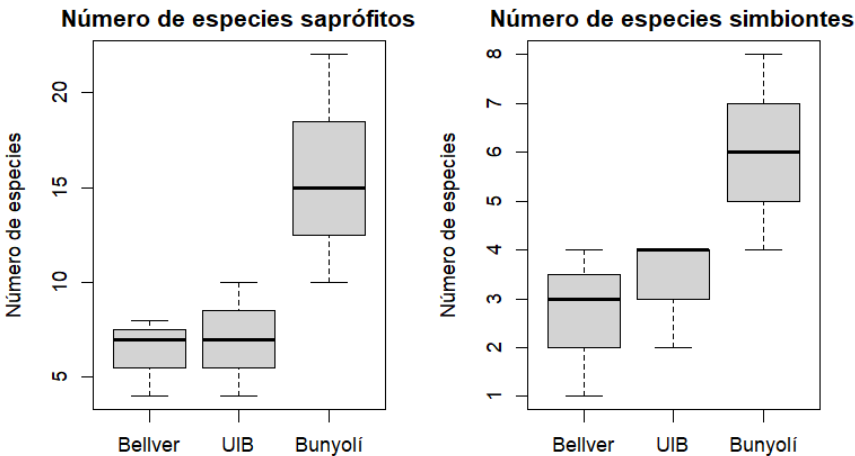


Figura 11: Diversidad de especies saprófitas y simbios en función de la localidad de estudio.

Se analizó también la variación de especies según el grupo taxonómico al que pertenecen y la relación entre estas dos variables (Tabla 7). Cabe destacar que no se encontró ninguna especie perteneciente al grupo de los Heterobasidiomicetos. La prueba de independencia de Pearson entre el grupo taxonómico y localidad de estudio no muestra diferencias significativas ($p=0.3733$), así como la relación de cada grupo con la localidad de muestreo ($p=0.9764$, $p=0.5457$, $p=0.4961$, $p=0.07419$, $p=0.5051$, $p=0.4975$). La figura 12 muestra en diagramas

de cajas la variación del número de especies de agaricales en las distintas localidades de muestreo. Se realizaron contrastes de varianzas ANOVA de una vía observando variaciones no significativas en cuanto a número de agaricales ($p=0.07606$). Los demás grupos taxonómicos no poseen suficientes datos como para aplicar dichos test estadísticos.

	UIB	Bunyolí	Bellver	UIB%	Bunyolí%	Bellver%
Agarical	17	32	18	85	76.19	78.26
Boetal	1	2	3	5	4.76	13.04
Gasteromiceto	1	0	1	5	0	4.35
Russulal	0	6	0	0	14.28	0
Afil·loforal	0	2	0	0	4.76	0
Ascomiceto	1	0	1	5	0	4.35
Total	20	42	23	100	100	100

Tabla 7: Diversidad de especies en las diferentes localidades de estudio en función del grupo taxonómico y su proporción respecto al total.

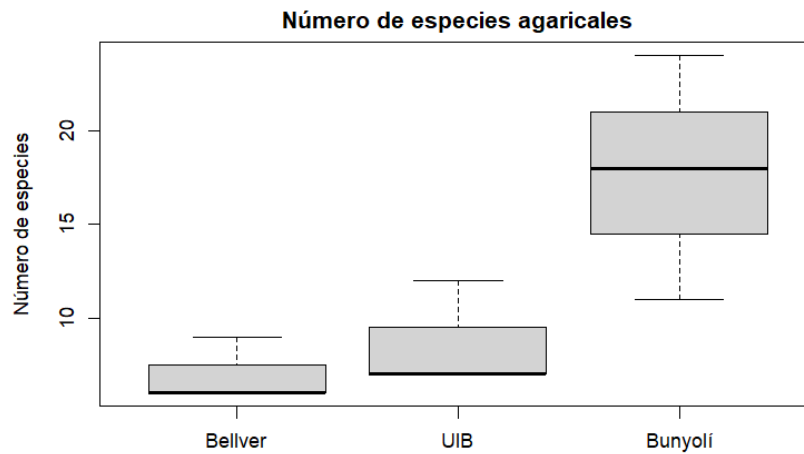


Figura 12: Diversidad de especies perteneciente al orden Agaricales en función de la localidad de estudio.

4. DISCUSIÓN

Las precipitaciones, la humedad del suelo y la temperatura juegan un papel fundamental en la fructificación de los hongos (Cuesta, 2011). Es por ello por lo que la falta de precipitaciones que se observa en el Anexo 2 retrasó la aparición de las primeras setas y condujo a una temporada muy corta. El análisis de las variables generales (número de especies, número de carpóforos y biomasa generada) mostró diferencias significativas en relación con el número de especies y carpóforos en función de la localidad y por tanto el grado

de antropización, por lo que estos parámetros podrían ser potenciales indicadores de la calidad de estos sistemas. Cabe considerar que, con solo tres parcelas en cada zona de muestreo, que es un número relativamente pequeño, ya se constató esta tendencia de los datos.

El estudio de la riqueza específica mostró como Bunyolí presentó un mayor número de especies con hasta un 1.82 veces más que Bellver y 2.1 veces más que en UIB. Si consideramos el número de especies en función del número de individuos, el Índice de Margalef es un indicador directo de la diversidad. Según Alejo *et al.*, (2017), al ser menor de 2 indica una baja diversidad, entre 2 y 5 una buena diversidad y si es mayor a 5 es una alta diversidad. En este caso, el número de individuos es distinto en las distintas zonas de muestreo, no obstante, el esfuerzo de muestreo es el mismo. Con todo ello, Bellver y UIB se clasificaron con una buena diversidad mientras que Bunyolí presentó una alta diversidad. Por ese motivo, el Índice de Margalef se considera un parámetro relevante para el estudio de la diversidad fúngica.

Los métodos no paramétricos muestran que se estiman bastantes más especies de las muestreadas con todas las completitudes inferiores a 0.9 e incluso algunas a 0.5. Por tanto, un muestreo con un mayor número de parcelas seguramente habría llegado a un número de especies con una completitud mayor. La rarefacción basada en número de individuos no es comparable ya que el número de individuos no es el mismo, por ello, solo tienen relevancia la rarefacción en función del número de muestreos y las funciones de acumulación de especies. Con estos dos métodos de análisis de riqueza se observa como Bunyolí se separa en cuanto a número de especies de las otras dos zonas de muestreo.

Sin embargo, al estudiar la estructura de las diferentes comunidades todos se comportan igual y se adaptan a la serie geométrica y a la serie logarítmica. En la serie geométrica cada especie llega a intervalos de tiempo regulares y toma una fracción constante de los recursos restantes. La serie logarítmica además caracteriza muestras de comunidades pequeñas, bajo estrés o pioneras (Moreno, 2000). Los índices de abundancia proporcional concluyen que tampoco hay una correlación entre la equidad en las localidades y el aumento de la presión humana. Por tanto y según los datos estudiados, ni la estructura del ecosistema ni su dominancia se ven claramente afectados por el aumento de la presión humana. La diversidad beta estudiada con el índice de similitud de Jaccard señaló que Bellver, la zona más presión humana, es la que más diverge en cuanto a similitud de especies de las otras dos. No obstante, se trata de un resultado poco concluyente por el hecho de que solo hay tres localidades de estudio.

Considerando las dos categorías mencionadas (grupo funcional de cada especie y grupo taxonómico) se consigue acotar a que tipo de especies se corresponde esta variación en la riqueza específica constatada en el análisis de biodiversidad. Los hongos se clasifican en tres tipos dependiendo del tipo de alimentación: saprófitos, simbioses y parásitos. La mayoría de los hongos lleva una vida saprofita, es decir, se desarrolla sobre los residuos muertos en fase de descomposición de los organismos vegetales, como troncos en descomposición, lechos de hojarasca, ramas y trozos de corteza caídos, estiércol de herbívoros. Esta constante obra de degradación y mineralización de la sustancia orgánica es especialmente útil para la economía forestal, puesto que facilita la rápida degradación de las hojas, las ramas y los árboles muertos, que en poco tiempo contribuirán a devolver la materia inorgánica en el suelo que será utilizada por la planta por la fotosíntesis para formar materia orgánica y seguir el ciclo (Bielli, 1998; Constantino *et al.*, 2011). La micorriza es la asociación simbiótica entre hongos del suelo y raíces de plantas vasculares en la que, a modo general, la planta traspasa energía en forma de azúcares y lípidos, mientras que los hongos a través de sus hifas transfieren agua y nutrientes como fósforo y nitrógeno a la planta, además de propiciar una mayor resistencia a sequías, toxicidad, patógenos, salinidad, entre muchos otros beneficios. Las funciones de las micorrizas tienen cuatro diferentes alcances, dependiendo de la escala a considerar: Individual, que corresponde a los beneficios nutricionales, mejora en la tolerancia a estrés biótico y abiótico, y el hecho de que la planta es el hábitat del hongo micorrízico; Comunitario, correspondiente a

la sobrevivencia de la planta, regulación de la diversidad de plantas y hongos, y reclutamiento de nuevos individuos; Ecosistémico, vale decir los ciclos de carbono, nitrógeno y fósforo, y su regulación en la distribución y productividad; y Biogeográfico, que considera la distribución de las especies de plantas en gradientes macro ecológicos (Morales Amigo, 2021). En último lugar, pero no menos importante, aparecen los hongos parásitos que tienen como rol principal en los ecosistemas el control de la población. Éstos afectan sobre todo a los individuos débiles, y de esta manera realizan una selección natural favoreciendo a los mejor adaptados. Cuando la población de un organismo crece desmesuradamente, las esporas logran infectar fácilmente a estos hospedadores. De esta manera, los hongos parásitos contribuyen al equilibrio ecológico de las poblaciones dentro de un ecosistema. Los parásitos co-ayudan para que en un ecosistema conviva una gran diversidad de especies de plantas y animales (Morales, 2021).

Los hongos llevan a cabo funciones imprescindibles en los ecosistemas forestales, por tanto, si se alterase este funcionamiento, se alteraría profundamente el equilibrio biológico (García, 1982). En las tres poblaciones estudiadas, no varía la proporción de especies según su grupo funcional, no obstante, si se constata una disminución (aunque no significativa) del número de especies saprófitas y simbioses. Seguramente un número de parcelas mayor habrían proporcionado datos con diferencias estadísticamente significativas. Por tanto, la disminución en cuanto a número de especies observada se corresponde a la disminución de especies saprófitas y simbioses. Por ende, los servicios ecosistémicos que prestan estas especies se pueden ver afectadas en las poblaciones de Bellver y UIB que poseen una mayor presión humana. Si bien todas las especies son relevantes, cabe prestar atención a las especies simbioses que poseen implicaciones importantes a nivel ecosistémico (Jiménez *et al.*, 2022). Las especies estudiadas se clasificaron también según el grupo taxonómico al que pertenecen. Las proporciones entre los distintos órdenes presentes en cada población no son significativamente distintas. La mayoría de las especies de cada localidad pertenecen al grupo de los agaricales y, aunque no existen diferencias significativas en las distintas poblaciones, sí que se observa una disminución en Bellver y UIB que está relacionada directamente con la disminución en especies saprófitas ya que la mayoría de este grupo lo son. Casi todos los otros grupos tienen muy pocos representantes y no parece haber una relación de disminución de especies con la presión humana. No obstante, se observa que el grupo de los Russulales, a pesar de representar más del 14% en el ecosistema de Bunyolí es totalmente ausente en las otras poblaciones. Por otra parte, cabe resaltar que todas se tratan de especies simbioses, por tanto, de las 8 especies simbioses que hay de diferencia entre Bunyolí y las otras localidades, 6 corresponden a Russulales lo que implica el 75%. Muchas especies de Russulales (5 de las 6 en este caso) forman micorrizas con *Q. ilex* que solo se encuentra de forma aislada solo en las parcelas de Bunyolí.

Es por ello por lo que gran parte de la diversidad de especies simbioses, un 46% en el caso de Bunyolí, dependen directamente de la presencia de *Q. ilex*. A pesar de su aspecto boscoso y su abundancia actual, el pinar es en realidad una comunidad de transición. No es un bosque verdadero y estable, ya que no tiene plantas específicas asociadas como pasa con el encinar y el acebuchal. La abundancia actual de los pinares tiene unas causas antrópicas por deforestación de encinares y el abandono de tierras de cultivo (Fraga *et al.*, 2014). Existe una gran diversidad de especies simbioses ligadas a la presencia de *Q. ilex*, que, en este caso, se asocia claramente con las especies de Russulales encontradas.

Por tanto, y a modo de resumen de este apartado, el descenso generalizado del número de especies en ecosistemas con alta presión humana se asocia a un descenso de número de saprófitas y simbioses, pero no de parásitos. El descenso en el número de saprófitas se debe a la menor presencia de especies agaricales mientras que el descenso en simbioses corresponde a un descenso en los simbioses agaricales y la ausencia de Russulales que son de naturaleza simbiote. La mayoría de los Russulales establecen micorrizas con *Q. ilex* por lo que la degradación del ecosistema formado por esta especie está ligado al descenso de simbioses y por extensión al descenso del número de especies.

Toda esta diversidad fúngica se encuentra actualmente sometidas a importantes amenazas. Las causas de la creciente desaparición de las setas no se conocen con certeza. Se piensa que los agentes contaminantes y los cambios climáticos que están alterando el ambiente global (aumento de la temperatura media, lluvia ácida, exceso de rayos ultravioleta...) pueden influir directamente sobre los micelios y sobre la germinación de las esporas, o indirectamente debilitando a las plantas con micorrizas. Pero la acción nefasta de factores locales es mucho más evidente. Destacan sobre todo los que alteran el suelo, tales como el aumento de nitrógeno (uso de fertilizantes), cambios de pH (acidificación), descenso de la capa freática (menos humedad superficial) o acumulación de pesticidas y de sus productos de transformación. Sin duda el daño más directo está causado por la tala de bosques y por la inadecuada explotación forestal. Cuando la gestión de los montes forestales no se realiza debidamente, no solo se perjudica a los árboles sino también a los hongos, ya que el bosque es su hábitat predilecto. Entre las cosas perjudiciales podemos citar el empleo de maquinaria pesada que compacta el suelo, la escasa repoblación, el arrastre de troncos por las laderas eliminando el sotobosque, los aclareos que no respetan las necesidades de sombra y de plantas nodriza y, sobre todo, la ausencia de planes comarcales de protección de los hongos. Por otra parte, la disminución excesiva del tamaño de los bosques que hace que su ambiente interno pierda las características adecuadas por estar cerca el ambiente exterior; se puede decir que en los bosques pequeños casi todo en la periferia (Jiménez, 2022 y García, 1982).

Todos estos motivos justifican y acrecientan el mayor problema que sufren los ecosistemas forestales hoy en día, la pérdida de diversidad fúngica. Como ejemplo podemos citar algunos de los datos obtenidos en Holanda: en parcelas de bosques muy controladas entre 1972 y 1990, la reducción de la aparición de setas fue de más del 80% en los géneros micorrícicos (García, 1982). El problema lleva a implicaciones ecosistémicas por el hecho de que todos los sistemas biológicos están interrelacionados. Hacen falta estudios más precisos de las causas de esta pérdida de especies que puedan esclarecer el motivo final por el que se deterioran los ecosistemas y ajustarse a una posible conservación. Cada día se está clarificando más los complejos procesos a través de los que ellos favorecen la diversidad (Jiménez, 2022). A partir de los datos obtenidos se observa como la diversidad fúngica es un buen bioindicador de la presión humana y como ciertos parámetros se ven alterados con un aumento de esta.

5. CONCLUSIONES

Tras el estudio de diversidad en distintas zonas con una presión humana distinta se han observado una disminución en el número de especies, así como en el número de carpóforos, una variación significativa en el Índice de Margalef, y una disminución en número de especies saprófitas, simbiontes, Russulales y Agaricales (estas últimas no significativas, pero con p-valores bajos que indican una tendencia. Por otro lado, no se ha encontrado variaciones significativas en cuanto a biomasa generada, estructura de las poblaciones, índices de abundancia proporcional, número de parásitos, número de Boletales, número de Afloforales, número de Gasteromicetos y número de Ascomicetos.

6. AGRADECIMIENTOS

A Joan C. Salom por la ayuda en la determinación de las especies.

REFERENCIAS

- Alejo-Iturvide, F., Morales-Rodríguez, L. M., Márquez-Lucio, M. A., González-López, C. I., & De Le Riva-De La Riva, G. A. (2017). Setas Amanita en la Sierra de Santa Rosa Gto: Un primer acercamiento a su diversidad. *Revistas de ciencias Naturales y Agropecuarias*, 4(10), 36-43.
- Bielli, E. (1998). El gran libro de las setas: guía práctica para conocer e identificar todas las setas. Planeta. 12-13, 45-47.
- Bonner, A. (1989). Plantas de les Balears. Editorial Moll.
- Calonge, F. D. (2004). Biodiversidad fúngica y aprovechamiento sostenible de las setas.
- Constantino, C. & Siquier, J. LL. (2011). Bolets de les Illes Balears. Ed. Micobalea, CB. 20-21,48,51.
- Cuesta, J. C. (2011). Hongos y setas silvestres en la Comunidad de Madrid. *Foresta*, (52), 420-431.
- Escandell, T. Escandell, J. (1999). Setas de Menorca. Model Gràfic, S.L.
- Fraga i Arguimbau, P., Estaún Clarisó, I., Comas Casademont, M., Cardona Pons, E. (2014). Plantas de Menorca. Consell Insular de Menorca. Institut Menorquí d'estudis.
- García Rollán, M. (1982). Manual para buscar setas. Mundi Prensa. 89-93.
- Herrera, T., & Ulloa, M. (1990). El reino de los hongos. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Jiménez Nieva, F. J., Sánchez González, F. D. A., & Caetano Sánchez, C. (2022). Hongos. Ecología y biodiversidad en ecosistemas litorales de Huelva.
- López-Gómez, A. M., & Williams-Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Botanical Sciences*, (78), 7-15.
- López-Mejía, M., Moreno, C. E., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., & Rojas-Martínez, A. (2017). Comparación de dos métodos para analizar la proporción de riqueza de especies entre comunidades: un ejemplo con murciélagos de selvas y hábitats modificados. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(1), 183-191.
- Mir, G., Melis, J. LL. & Mascaró, G. (2016). Bolets de Menorca. Ed. Agència Menorca Reserva Biosfera, Consell Insular de Menorca. 18.
- Morales Amigo, M. (2021). Rol ecosistémico, social e importancia de la conservación de la biodiversidad de los hongos en Chile y en el bosque esclerófilo.
- Moreno, C. E. (2000). Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. Manuales y tesis SEA.
- Ramos, B., Castañeda, R. F., Plana, L., González, N., Caraballo, M., Sosa, A., ... & Garvey, R. (2010). Cambio climático, un peligro potencial para la biodiversidad fúngica de Cuba. In Congreso Científico del INCA, XVII, San José de las

Lajas, 22-26 nov. 2010. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas.

Recio, A. S., Ruiz, A. F., Jiménez, P. G., & Sánchez, J. S. (2022) Estudio preliminar de la diversidad de macrohongos en El Monte de Villoria (Salamanca, España).

Ribes, M. A., Hernanz, J., Tello, S., Campos, J. C., Paz, I., Sánchez, G., ... & Serrano, F. (2016). Contribución al conocimiento de la biodiversidad fúngica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido I. *Pirineos*, 171, e021-e021.

Rita Larrucea, J., & Payeras Coll, T. (2006). Biodiversidad de las plantas vasculares de las Islas Baleares. *Orsis: organismes i sistemes*, 41-58.

ANEXO 1: Especies detectadas en las localidades de estudio indicando el nombre de la especie, el grupo funcional el número de carpóforos y el grupo taxonómico al que pertenecen.

Especie	Grupo funcional	UIB -Z1	UIB -Z2	UIB -Z3	Bunyolí -Z1	Bunyolí -Z2	Bunyolí -Z3	Bellver-Z1	Bellver-Z2	Bellver-Z3	Grupo
<i>Mycena seynii</i>	Saprófito	2	0	0	4	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Mycena capillaripes</i>	Saprófito	73	11	68	158	0	75	0	2	0	Agarical
<i>Suillus sp.</i>	Simbionte	25	29	18	18	97	2	3	18	15	Boletal
<i>Tricholoma sp.</i>	Saprófito	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Inocybe rimosa</i>	Simbionte	7	12	0	2	1	0	0	2	0	Agarical
<i>Mycena pura</i>	Saprófito	4	1	3	15	5	3	0	0	2	Agarical
<i>Infundibulicybe meridionalis</i>	Saprófito	5	0	0	10	21	9	0	0	0	Agarical
<i>Entoloma hirtipes</i>	Saprófito	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Entoloma mougeotii</i>	Saprófito	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Clitocybe sp.</i>	Saprófito	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Cyathus olla</i>	Saprófito	1	0	1	0	0	0	0	0	2	Gasteromiceto
<i>Inocybe cf. Tarda</i>	Simbionte	21	6	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Hebeloma laterinum</i>	Simbionte	70	47	0	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Hygrocybe subglobispora</i>	Saprófito	5	6	0	1	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Lepiota subincarnata</i>	Saprófito	0	2	3	0	0	0	2	0	1	Agarical
<i>Suillus sp. – Hypomyces sp.</i>	Parásito	0	0	12	0	0	0	1	0	0	Ascomiceto
<i>Clitocybe odora</i>	Saprófito	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Cortinarius sp.</i>	Simbionte	0	0	2	0	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Tricholoma batschii</i>	Saprófito	0	0	42	1	14	1	0	0	0	Agarical
<i>Tricholoma</i>	Saprófito	0	0	25	3	7	0	0	0	2	Agarical

Especie	Grupo funcional	UIB -Z1	UIB -Z2	UIB -Z3	Bunyolí -Z1	Bunyolí -Z2	Bunyolí -Z3	Bellver-Z1	Bellver-Z2	Bellver-Z3	Grupo
<i>terreum</i>											
<i>Russula cf. pseudoaeruginosa</i>	Simbionte	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Russulal
<i>Leucoincyb e lenta</i>	Sapròfito	0	0	0	1	1	0	0	0	0	Agarical
<i>Gymnopus dryophilus</i>	Sapròfito	0	0	0	16	17	7	0	0	0	Agarical
<i>Gymnopus cf. ocior</i>	Sapròfito	0	0	0	2	1	0	0	0	0	Agarical
<i>Mycena cf. cyanorrhiza</i>	Sapròfito	0	0	0	45	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Agaricus sylvaticus</i>	Sapròfito	0	0	0	1	0	0	4	0	0	Agarical
<i>Marasmius cf. cespitum</i>	Sapròfito	0	0	0	2	10	1	3	0	0	Agarical
<i>Phellinus torulosus</i>	Paràsito	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Afil·lofora 1
<i>Omphalotus olearius</i>	Sapròfito	0	0	0	7	3	0	0	0	0	Agarical
<i>Lactarius sanguifluus</i>	Simbionte	0	0	0	4	0	0	0	0	0	Russulal
<i>Hohenbuch elia geogenia</i>	Sapròfito	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Hygrocybe conica</i>	Sapròfito	0	0	0	1	4	0	0	0	0	Agarical
<i>Amanita ovoidea</i>	Simbionte	0	0	0	1	1	0	0	0	0	Agarical
<i>Lactarius atlanticus</i>	Simbionte	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Russulal
<i>Entoloma cf. undatum</i>	Sapròfito	0	0	0	2	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Lepiota cristata</i>	Sapròfito	0	0	0	1	2	1	4	0	0	Agarical
<i>Crinipellis sp.</i>	Sapròfito	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Mycena amicta</i>	Sapròfito	0	0	0	2	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Mycena sp.</i>	Sapròfito	0	0	0	9	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Entoloma cf. hebes</i>	Sapròfito	0	0	0	2	0	0	0	0	0	Agarical
<i>Oligoporus sp.</i>	Sapròfito	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Afil·lofora 1

Especie	Grupo funcional	UIB -Z1	UIB -Z2	UIB -Z3	Bunyolí -Z1	Bunyolí -Z2	Bunyolí -Z3	Bellver-Z1	Bellver-Z2	Bellver-Z3	Grupo
<i>Xerocomellus dryophilus</i>	Simbionte	0	0	0	0	4	7	2	0	0	Boletal
<i>Gymnopus brassicolens</i>	Saprófito	0	0	0	0	23	17	0	1	25	Agarical
<i>Russula cf. odorata</i>	Simbionte	0	0	0	0	4	0	0	0	0	Russulal
<i>Amanita proxima</i>	Simbionte	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Agarical
<i>Russula cf. paraodorata</i>	Simbionte	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Russulal
<i>Cuphophyllus virgineus</i>	Simbionte	0	0	0	0	4	0	0	0	0	Agarical
<i>Gymnopus sp.</i>	Saprófito	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Agarical
<i>Clitocybe cf. phaeophthalma</i>	Saprófito	0	0	0	0	11	0	0	0	0	Agarical
<i>Hygrocybe mucronella</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	1	0	0	0	Agarical
<i>Limacella furnacea</i>	Simbionte	0	0	0	0	0	1	3	1	0	Agarical
<i>Russula sp.</i>	Simbionte	0	0	0	0	0	2	0	0	0	Russulal
<i>Paralepista cf. flaccida</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	2	0	0	0	Agarical
<i>Leucoagaricus sp.</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Agarical
<i>Leucoagaricus cf. cinerascens</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Agarical
<i>Limacella cf. illinita</i>	Simbionte	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Agarical
<i>Clitocybe costata</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	3	0	0	Agarical
<i>Hemimycena lactea</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	0	6	0	Agarical
<i>Laccaria cf. Affinis</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	0	12	0	Agarical
<i>Melanoleuca excissa</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	0	0	26	Agarical
<i>Tapinella panuoides</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Boletal
<i>Lepiota griseovirens</i>	Saprófito	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Agarical

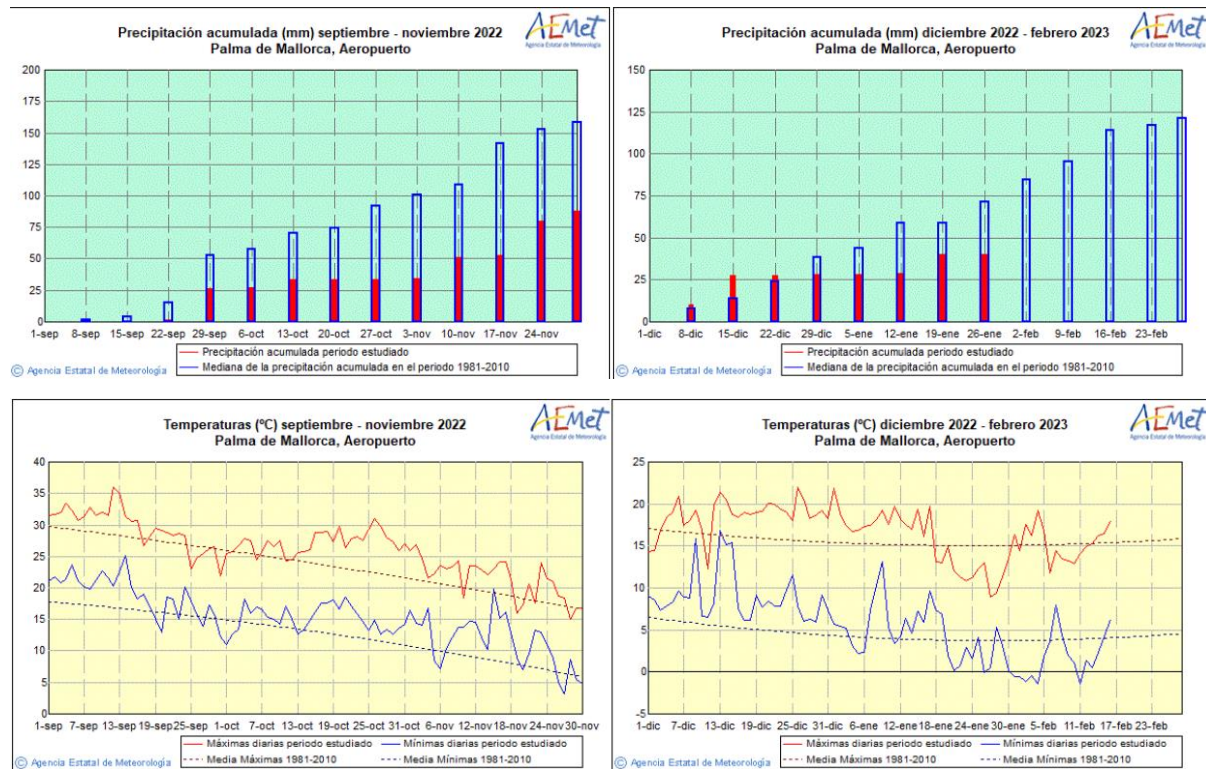
ANEXO 2: Inventarios florísticos de plantas

Especie	UI B. P1	UI B. P2	UI B. P3	Bunyo lí. P1	Bunyol í. P2	Bunyol í. P3	Bellve r. P1	Bellve r. P2	Bellve r. P3
<i>Pinus halepensis</i>	3	3	3	4	3	3	3	3	3
<i>Pistacia lentiscus</i>	2	2	3	2	2	3	3	2	2
<i>Olea oleaster</i>	2	2	2	3	2	1	2	2	2
<i>Rhamnus alaternus</i>	(+)	(+)	1	0	0	0	1	(+)	1
<i>Rubia peregrina</i>	(+)	(+)	1	(+)	(+)	0	(+)	0	(+)
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	(+)	1	(+)	(+)	(+)	1	(+)	(+)
<i>Rosa sempervirens</i>	(+)	(+)	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asparagus horridus</i>	(+)	0	(+)	0	0	0	0	0	0
<i>Asphodelus ramosus</i>	(+)	0	0	0	0	0	(+)	(+)	(+)
<i>Brachypodium retusum</i>	3	1	3	1	2	2	2	3	3
<i>Hyparrhenia sinaica</i>	1	2	1	0	0	0	0	(+)	0
<i>Phagnalon saxatile</i>	(+)	(+)	1	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium capitatum</i>	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	0	1	(+)	(+)
<i>Fumana thymifolia</i>	(+)	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus dorycnium</i>	(+)	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sanguisorba</i> sp.	(+)	(+)	0	0	0	0	0	0	0
<i>Globularia alypum</i>	(+)	(+)	0	(+)	0	0	(+)	(+)	0
<i>Smilax aspera</i>	0	(+)	0	(+)	(+)	1	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	0	(+)	(+)	(+)	0	0	(+)	0	(+)
<i>Crataegus monogyna</i>	0	(+)	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratonía siliqua</i>	0	0	1	0	(+)	0	0	1	0
<i>Asparagus albus</i>	0	0	(+)	0	0	0	(+)	(+)	(+)
<i>Quercus ilex</i>	0	0	0	2	2	2	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Erica multiflora</i>	0	0	0	2	2	1	1	0	0
<i>Cistus albidus</i>	0	0	0	(+)	1	1	(+)	1	1
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	(+)	(+)	(+)	(+)	0	(+)
<i>Cistus salviifolius</i>	0	0	0	(+)	0	0	0	0	0
<i>Spartium junceum</i>	0	0	0	1	0	(+)	0	0	0
<i>Calicotome spinosa</i>	0	0	0	(+)	0	0	0	0	0
<i>Ruta angustifolia</i>	0	0	0	(+)	(+)	0	0	0	0
<i>Herictochloa bromoides</i>	0	0	0	(+)	0	0	0	0	0

Especie	UI B. P1	UI B. P2	UI B. P3	Bunyo lí. P1	Bunyo í. P2	Bunyo í. P3	Bellve r. P1	Bellve r. P2	Bellve r. P3
<i>Polygala rupestris</i>	0	0	0	(+)	0	0	0	0	0
<i>Lonicera implexa</i>	0	0	0	0	(+)	0	0	0	(+)
<i>Olea europaea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phillyrea media</i>	0	0	0	0	0	(+)	0	0	0
<i>Quercus coccifera</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phillyrea angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	(+)	0	(+)
<i>Narcissus obsoletus</i>	0	0	0	0	0	0	(+)	0	0
<i>Stipa offneri</i>	0	0	0	0	0	0	1	(+)	0
<i>Arisarum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	(+)	(+)	0
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0	0	0	0	0	0	0	(+)	(+)
<i>Petrosedum sediforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	(+)	(+)
Estrato arbóreo	3	3	3	4	4	4	3	3	3
Estrato arbustivo	3	3	4	4	3	3	4	3	3
Estrato herbáceo	3	3	3	1	2	2	2	3	3

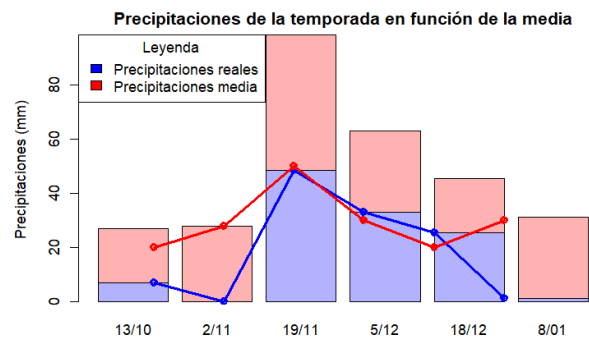
Leyenda
0 = Ausencia
(+) = Presencia puntual de cobertura no significativa
1 = Hasta un 10% de cobertura
2 = De un 10 a un 25% de cobertura
3 = De un 25 a un 50% de cobertura
4 = De un 50 a un 75% de cobertura
5 = De un 75 a un 100% de cobertura

ANEXO 3: Precipitaciones y temperatura



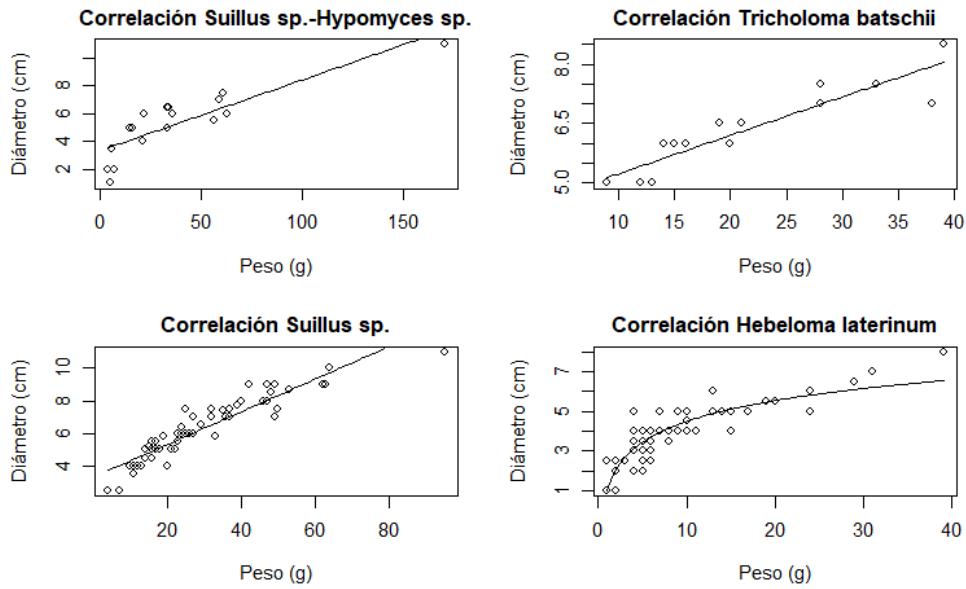
Datos de temperatura y precipitación registrados en el Aeropuerto de Palma de Mallorca.

Fuente: AEMET.



Precipitaciones esperadas y reales en cada intervalo de tiempo durante el muestreo.

ANEXO 4: Correlaciones Peso-Diámetro



Correlación *Suillus sp.-Hypomyces sp.* ($y=0.05109 \cdot x+3.33849$, $r=0.545321$)

Correlación *Suillus sp.* ($y=0.1001 \cdot x+3.3240$, $r=0.9277494$)

Correlación *Tricholoma batschii* ($y=0.09721 \cdot x+4.26051$, $r=0.9121778$)

Correlación *Hebeloma laterinum* ($y=3.48 \cdot \log_{10}(x)+1.019$, $r=0.87307331$)