



Artículo de investigación

Diversidad de macromicetos en una selva alta perennifolia con diferentes niveles de perturbación en el sureste de México

Macromycete diversity in a high evergreen forest with different levels of disturbance in southeastern Mexico

Abisag Antonieta Ávalos-Lázaro¹ , Victorio Moreno-Jiménez^{1*} , Santa Dolores Carreño-Ruiz¹ , Alex Ricardo Ramírez-García¹ , Bulmaro Méndez-Argüello¹ , José Edmundo Rosique-Gil²

¹ Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Catatzajá-Palenque, km 4 Catatzajá, Chiapas, México, abisag.avalos@unach.mx, santa.carreno@unach.mx, alex.ramirez@unach.mx, bulmaro.mendez@unach.mx.

² Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, erosique@hotmail.com.

* Autor por correspondencia: victorio.moreno@unach.mx

Recibido: 08 de noviembre de 2024. **Revisado:** 10 de agosto de 2025. **Aceptado:** 01 de octubre de 2025.

Editor Asociado: Mónica Navia-Urrutia

Citation: Ávalos-Lázaro, A. A., Moreno-Jiménez V., Carreño-Ruiz, S. D., Ramírez-García, A. R., Méndez-Argüello, B. y Rosique-Gil, J. E. (2025). Diversidad de macromicetos en una selva alta perennifolia con diferentes niveles de perturbación en el sureste de México. *Acta Biol. Colomb.*, 30(3), 78-98. <https://doi.org/10.15446/abc.v30n3.117495>

RESUMEN

Los hongos son altamente sensibles a las perturbaciones de los bosques tropicales, modificando su distribución, diversidad y abundancia. Por ello, se evaluó el efecto de diferentes niveles de perturbación sobre las comunidades de macromicetos en una selva alta perennifolia del sureste de México. Se realizaron muestreos en tres parcelas de 100 x 100 m clasificados como conservada (PC), semi conservada (PSC) y perturbada (PP). Entre 2011 y 2015, en cada parcela se realizaron 28 muestreos. En cada muestreo se establecieron tres transectos de 6 m x 20 m, sumando un total de 84 unidades muestrales por parcela. Se determinaron diversidad verdadera de orden cero y uno, abundancia, el índice de disimilitud, así como las curvas de rango abundancia. A partir de las 84 colectas se lograron identificar un total de 435 especies. Los resultados mostraron que la diversidad de macromicetos es inversamente proporcional al nivel de perturbación, siendo la parcela conservada la de mayor riqueza y diversidad. La composición presentó un patrón marcado, donde la mayoría de las especies fueron raras y muy pocas dominantes, existiendo un alto recambio entre las comunidades. Por ello se identificó al recambio como el agente rector de la dinámica de las comunidades fúngicas, mediado por las modificaciones de la cobertura vegetal derivadas de las perturbaciones.

Palabras Clave: abundancia, diversidad verdadera, hongos tropicales, perturbación, riqueza de especies.

ABSTRACT

Fungi are highly sensitive to disturbances in tropical forests, modify their distribution, diversity, and abundance. Therefore, the effect of different disturbance levels on macromycete communities in a high evergreen forest in southeastern Mexico was evaluated. Sampling was conducted out in three 100 x 100 m plots, classified as conserved (PC), semi-conserved (PSC), and disturbed (PP). Between 2011 and 2015, 28 samplings events were carried out in each sampling event. Three transects of 6 x 20 were established in each sampling area, for a total of 84 sampling units per plot. True diversity of orders zero and one, abundance, the dissimilarity index, and abundance range curves were determined. From the 84 samples, 435 species were identified. The results showed that macromycete diversity is inversely proportional to the level of disturbance, with the coserved plot being the one with the greatest richness and diversity. The composition presented a marked pattern, where most species were rare and very few dominant, with a high turnover between communities. For this reason, turnover was identified as the main driver of the dynamics of fungal communities, mediated by changes in plant cover derived from disturbances.

Keywords: abundance, true diversity, tropical fungi, disturbance, species richness

INTRODUCCIÓN

Desde los años de la revolución industrial, las actividades relacionadas con el desarrollo humano han alterado y transformado los ecosistemas en todo el planeta, causando diferentes perturbaciones a nivel mundial (Céspedes-Flores y Moreno-Sánchez, 2010; Zhou y Gu, 2024). Este fenómeno también es notorio en México, en donde sólo se conserva el 33 % de la cobertura vegetal original (Figueroa *et al.*, 2021). Estas perturbaciones generan cambios en la diversidad, abundancia y composición de especies en los ecosistemas (Céspedes y Moreno, 2010). Asimismo, a pesar de que los hongos son un grupo megadiverso (Aguirre-Acosta *et al.*, 2014) que realizan diversas funciones vitales para el mantenimiento de los ecosistemas, se han visto vulnerables ante estos cambios. Entre estas se encuentran la degradación de la materia orgánica, contribución en los ciclos biogeoquímicos, degradación de moléculas complejas (lignina y celulosa) y formación de micorrizas (Moreno Jiménez *et al.*, 2024). También promueven la formación de suelos, favorecen el equilibrio y dinámica de las comunidades al regular poblaciones de plantas y animales (Lebreton *et al.*, 2021). Previenen la erosión mediante la formación de micro y macroagregados, son fuente de alimento de diversos animales, y ayudan a facilitar la digestión de celulosa y otras moléculas complejas (Villarruel-Ordaz *et al.*, 2015; Bahram y Netherway, 2022). Estos organismos son altamente dependientes de las condiciones micro y macroambientales, y necesitan de la integridad del ecosistema para su desarrollo (Bahram y Netherway, 2022). Se ha observado que perturbaciones como la contaminación, la disminución de la cobertura vegetal, la humedad del aire y del sustrato, así como el aumento de la temperatura afectan de distinta forma a los hongos (Boddy *et al.*, 2014; Boczoń *et al.*, 2021). Se ha reportado que las comunidades de hongos epigeos son más sensibles a las variaciones atmosféricas que los hipogeos (Andrew *et al.*, 2016). Mientras que especies, como *Psilocybe cubensis* y *Panaeolina foenicisii* son más tolerantes a la perturbación y se encuentran asociadas a potreros, por lo que su abundancia y composición se ve favorecida en esos lugares (Wartchow *et al.*, 2007). A pesar de lo anterior, el conocimiento sobre el efecto de las perturbaciones en la diversidad de los hongos se han realizado en zonas templadas (Diez *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2022). Según lo reportado por López-Quintero *et al.* (2012) y Caifa *et al.* (2017), los estudios para las zonas tropicales aún son escasos.

Este estudio se realizó con el propósito de determinar si diferentes niveles de perturbación, previamente reportados para una selva alta perennifolia en el sureste de México, tienen un efecto en la composición de las especies de macromicetos. Para esto se evaluaron la completitud del inventario, la diversidad y la abundancia de los macromicetos. Esto con la finalidad de que el conocimiento de la relación de la diversidad alfa y beta de los macromicetos y la perturbación

sirvan para determinar el estado de conservación de los bosques tropicales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubicó en el Parque Estatal Agua Blanca (PEAB) correspondiente a la sierra del estado de Tabasco, México, entre las coordenadas UTM 1944183 y 1949694 de latitud N y 561897 y 554808 longitud W (Fig. 1) (SEMARNAT, 2002). El PEAB posee una extensión de 2,025 ha, dominada por la selva alta perennifolia, donde se han registrado 1,950 especies de plantas vasculares, que representan el 49 % de las especies del estado (Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 1996). El PEAB se encuentra expuesto a diferentes tipos de perturbación antrópica, tales como cultivos, tala, caza furtiva en la zona núcleo, actividad ecoturística por la presencia de cascadas e incluso, explotación de una cantera en la zona de amortiguamiento. Todas estas actividades han modificado su vegetación original (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010).

Los muestreos se hicieron en tres parcelas de 100 x 100 m con niveles de perturbación previamente caracterizados mediante la técnica Métrica del Disturbio Crónico (Matorrel y Peters, 2020 en Sánchez-Hernández *et al.*, 2018). Las parcelas se clasificaron como Conservada (PC), Semiconservada (PSC) y Perturbada (PP) tal como caracterizó Sánchez Hernández *et al.* (2018) (Tabla 1). Entre 2011 y 2015, en cada parcela se realizaron 28 muestreos. En cada muestreo se establecieron tres transectos de 6 m x 20 m (360 m²), sumando un total de 84 unidades muestrales por parcela (3, 42, 9, 18 y 12 respectivamente). La periodicidad de los muestreos varió por la disponibilidad del recurso (enero-diciembre). Los ejemplares recolectados fueron identificados con ayuda de claves dicotómicas especializadas y microscopio óptico Carl Zeiss® Axiostar. Éstos se resguardaron en el Herbario UJAT, de la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, usando la metodología de micología básica.

Determinación de las variables ecológicas

Se consideró la riqueza de especies como el número de especies identificadas en cada parcela, mientras que la abundancia se determinó cuantificando el número de registros de una misma especie (Lodge *et al.*, 2004). Los cuerpos fructíferos pertenecientes a una misma especie y colectados en un transecto determinado, se cuantificaron como un solo registro. Esto se debe a que, un solo genetotipo (micelio) puede originar varios rametos (cuerpos fructíferos) para evitar la sobreestimación de un solo individuo (Lodge *et al.*, 2004). La completitud del inventario de especies se determinó mediante el método

Tabla 1. Localización, variables ambientales e indicadores de disturbio de las parcelas muestreadas en el Parque Estatal Agua Blanca (PEAB) en el sureste de México. Las tres parcelas en las cuales se realizó el muestreo fueron previamente caracterizadas como parcela conservada (PC), parcela semiconservada (PSC), y parcela perturbada (PP).

Variables geográficas y ambiental	PC	PSC	PP
Latitud N	17° 36'	17° 36'	17° 37'
Longitud W	92° 28'	92° 27'	92° 28'
Elevación (m.s.n.m)	200	180	100
Humedad	81 %	80 %	80 %
Temperatura promedio	25° C	27° C	27° C
Criterios de clasificación del nivel de perturbación¹			
Cobertura vegetal	92.30 %	80 %	72.20 %
Presencia de actividad humana	0	1	2
Presencia de residuos sólidos	0	1	3
Presencia de especies domésticas	0	0	3
Apertura del dosel	0	2	3

¹La clasificación se realizó usando la metodología de Sánchez-Hernández *et al.* (2018). Categorización en los niveles 0, 1, 2, y 3 indica la ausencia (0) o la alta frecuencia (3) de actividad humana, residuos sólidos, especies domésticas y apertura del dosel, según Sánchez-Hernández *et al.* (2018).

cobertura de la muestra propuesto por Moreno *et al.* (2011) y Chao y Jost (2012). La diversidad alfa en cada parcela se estimó empleando el método propuesto por Jost (2006), expresando la diversidad como qD , donde q , representa el orden de la diversidad. Así mismo, se calcularon la diversidad de orden cero (0D), que expresa la riqueza de especies, y de orden uno (1D), que expresa la abundancia proporcional de las especies. La riqueza de especies de las tres parcelas fue comparada usando curvas de interpolación-extrapolación. Se utilizó el paquete iNEXT versión 2.0.12, (Chao y Jost, 2012; Hsieh *et al.*, 2016) para R versión 3.4.3 (R Core Team, 2017).

Para evaluar los cambios en la composición de especies fúngicas entre las tres parcelas se calcularon tres métricas (Balsegay Orme 2012): β_{sor} (índice de disimilitud de Sørensen), que calcula la variación total entre las comunidades; β_{sim} (índice de disimilitud de Simpson), que mide los cambios originados por el recambio de especies; y β_{sne} , que calcula el anidamiento como la diferencia entre β_{sor} y β_{sim} . Las métricas se calcularon por medio del paquete estadístico betapart, versión 1.4-1, para R versión 3.4.3 (Balsega *et al.*, 2017; R Core Team, 2017. Curvas de rango-abundancia para comparar la composición de las comunidades fúngicas de las parcelas (Magurran, 2004) se elaboraron usando el paquete Biodiversity para Vegan, versión 2.4-6, para R versión 3.4.3 (R Core Team, 2017; Oksanen *et al.*, 2018).

RESULTADOS

Se colectaron 895 ejemplares de macromicetos, distribuidos en 16 órdenes, 42 familias, 96 géneros y 435 especies. (Apéndice 1). El mayor número de especies se registró en PC y menor en PP (Tabla 2). Las cinco especies más abundantes fueron diferentes en cada parcela, excepto *Cookeina speciosa* que se encontró como una de las especies más abundantes en las tres parcelas. Las especies más abundantes para la PC fueron *Marasmius tageticolor*, *C. speciosa*, *Pterula plumosa*, *C. tricholoma* y *Marasmius* sp.2. En la PSC se encontraron a *C. speciosa*, *Earliella scabrosa*, *Phillipsia domingensis*, *M. multiceps* y *M. cladophyllus*; mientras que en la PP fueron *Lentinus crinitus*, *C. speciosa*, *Schizophyllum commune*; *Lentinus badius*; *Marasmiellus* sp.17 (Fig. 2).

La cobertura de la muestra indica que el inventario en PP es el más completo con 59 % de completitud, seguido de PC con un 52 %, y PSC con un 50 % (Tabla 2). Las curvas de rarefacción-extrapolación muestran que PC presenta la mayor riqueza de especies (Fig. 3). La diversidad alfa (0D y 1D) muestra diferencias significativas entre PP con respecto a PC y PSC (Tabla 2 y Fig. 3), mientras que entre PC y PSC no presentaron diferencias significativas. En la PC, la riqueza de especies (0D) es 49 % más diversa que en PP. Asimismo, al considerar riqueza y abundancia (1D), PC muestra una diversidad de 54 % superior a la de PP.

La diversidad beta total (β_{sor}), aumentó entre mayor fue el grado de perturbación entre las parcelas (PC-PP con 0.76). Los valores de recambio de especie (β_{sim}) son mayores a los de anidamiento (β_{sne}), en cada parcela, modificando la composición de especies (Tabla 3). Las curvas de rango abundancia siguen el modelo de serie geométrica (Fig. 2), mostrando una distribución típica para comunidades hiperdiversas o poco estudiadas, donde se presentan pocas especies abundantes y un mayor número de especies raras (Uribe Meléndez y Orrego Santa, 2001).

DISCUSIÓN

El índice de cobertura muestra niveles de completitud que oscilan entre el 50 % y el 59 % (Tabla 2), lo cual concuerda con lo reportado por Caifa *et al.* (2017), quienes registraron valores entre 29 % y 62 % en bosques tropicales secos y semiperennifolios, así como por Pérez

Tabla 2. Riqueza y diversidad de especies fúngicas las variables de riqueza y diversidad fueron calculadas con las 84 unidades de muestreo. PC: Parcela conservada, PSC: Parcela semiconservada y PP: Parcela perturbada.

	PC	PSC	PP
Riqueza (0D)	233	204	117
1D	184.73	164.83	83.44
Índice de cobertura de la muestra	0.52	0.50	0.59

0D representa la diversidad de orden cero y 1D representa la diversidad de orden 1.

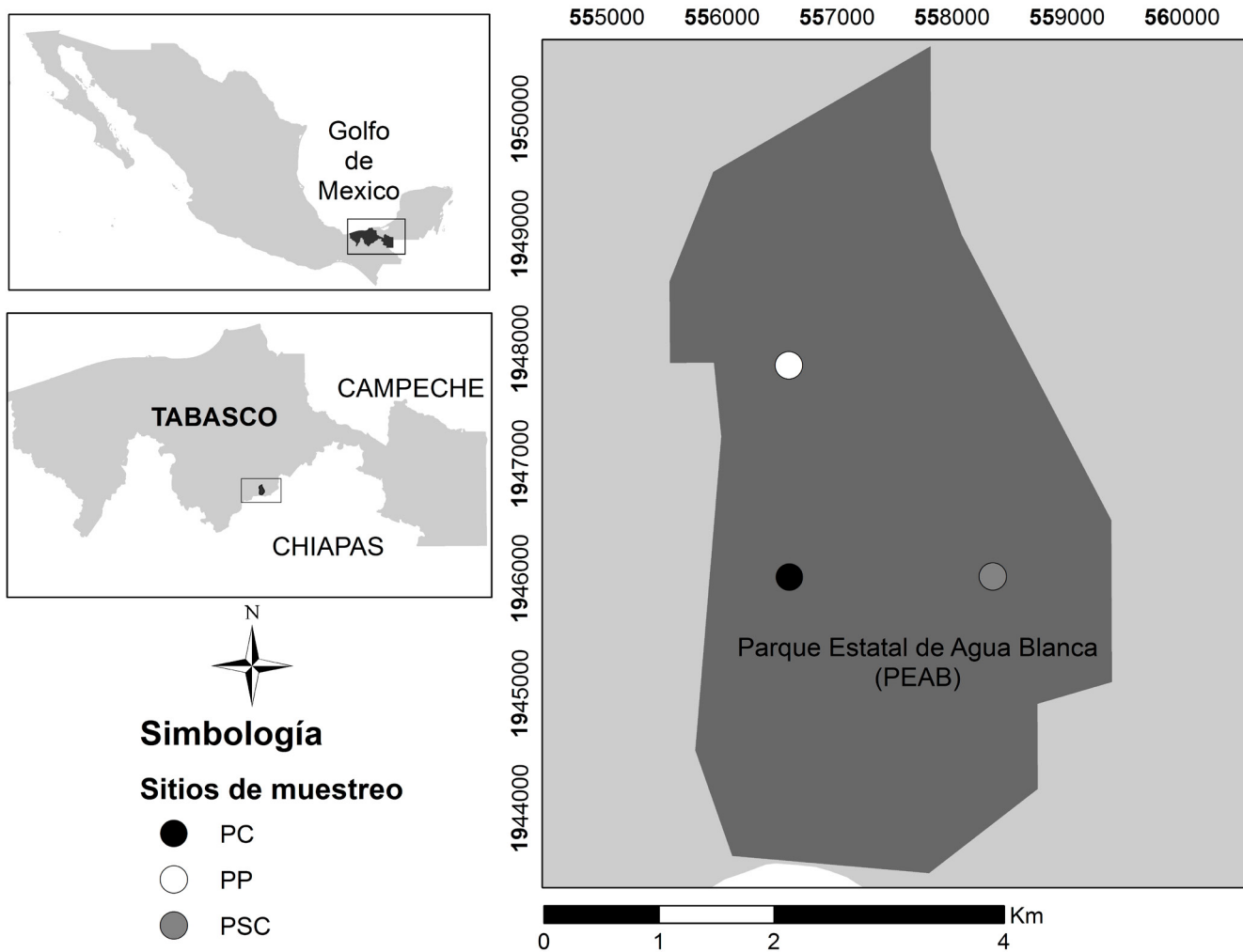


Figura 1. Ubicación geográfica de las parcelas de muestreo en el Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco, México. Los niveles de perturbación fueron previamente caracterizados y las parcelas se clasificaron como parcela conservada (PC), parcela semiconservada (PSC), y parcela perturbada (PP).

Rosas *et al.* (2022), quienes reportaron valores entre 48.42 % y 53.10 % en bosques de pino-encino. Por el contrario, en el estudio realizado por Villarruel-Ordaz *et al.* (2021) en una selva baja caducifolia de Oaxaca, la completitud del inventario alcanzó solo el 6 % de lo esperado. Aunque estos valores, tanto del presente estudio como de los autores citados, pueden considerarse bajos en comparación con otros organismos, este patrón recurrente en los hongos ha sido señalado por Moreno *et al.* (2011). Se ha señalado que, para evaluar la diversidad de hongos de un sitio, es necesario estudios a largo plazo (López-Quintero *et al.*, 2012; Ceska y Ceska, 2013) ya que estudios con muestreos de más de 21 años (Habakaramo *et al.*, 2022) no han podido alcanzar la asíntota en sus gráficas de acumulación, y los resultados dependen de las técnicas de muestreo y de las especies presentes. El presente estudio cubrió cinco años

de muestreos, por lo que se esperaba que la completitud obtenida fuera de valores intermedios.

Los resultados de las curvas de interpolación y extrapolación muestran que tanto la riqueza como la diversidad disminuyen a medida que aumenta el nivel de perturbación (Tabla 2; Fig. 3). Este comportamiento puede atribuirse a las distintas actividades de manejo forestal en la PP, así como a la proximidad de la PSC a vegetación secundaria y zonas con actividad ganadera. Estas condiciones favorecen la reducción de la diversidad arbórea, la cobertura, la disponibilidad y el grosor de la materia orgánica, así como el aumento en la compactación del suelo, entre otros efectos. Lo anterior concuerda con lo reportado por Toledo *et al.* (2014), quienes señalan que las actividades humanas influyen en la distribución, fructificación, abundancia y riqueza de los hongos. Asimismo, la baja diversidad de especies arbóreas,

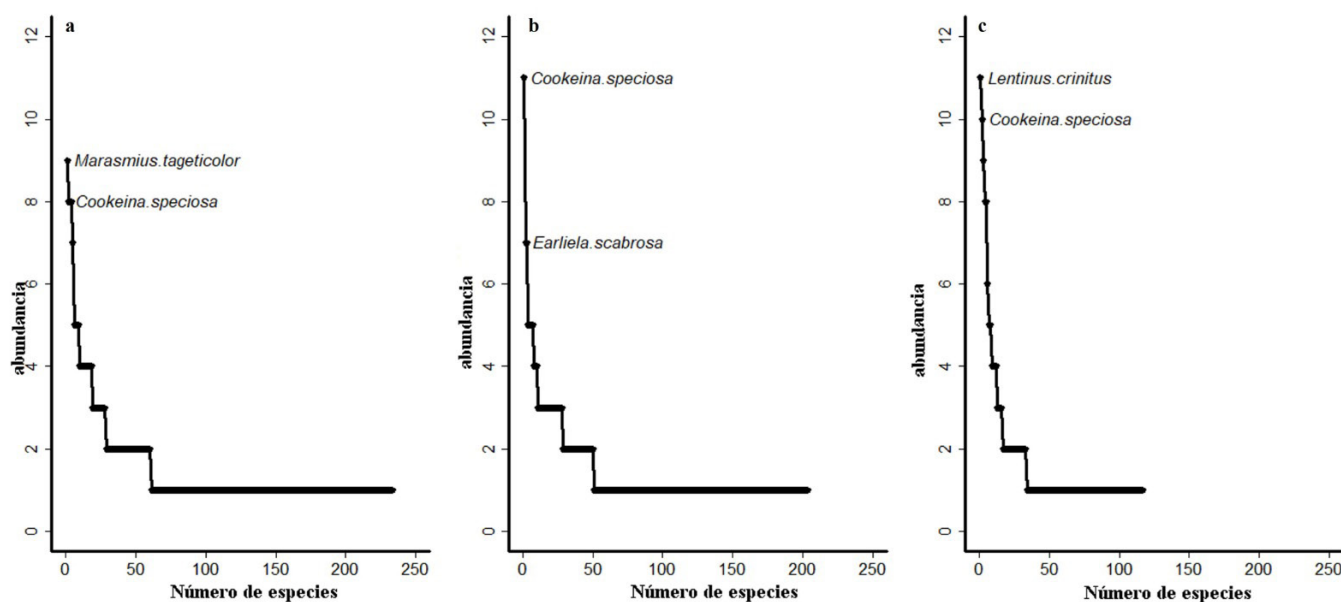


Figura 2. Curvas de rango abundancia de macromicetos determinadas para cada parcela evaluada: a) parcela conservada (PC); b) parcela semiconservada (PSC); c) parcela perturbada (PP).

la calidad del hábitat, la disminución de sustratos y la pérdida de heterogeneidad ambiental provocan una reducción de microclimas y microambientes, lo que afecta directamente la riqueza fúngica (Lodge *et al.*, 2004). En este sentido, Caifa *et al.* (2017) y Villegas Gómez *et al.* (2023) coinciden en que la modificación de las condiciones micro y macroambientales genera cambios en la riqueza y diversidad de las comunidades fúngicas, que son sensibles a dichas variaciones. En este estudio, la PP presentó los valores más bajos, lo cual se relaciona con la remoción de hojarasca, ramas caídas y podas del sotobosque. El grosor de la hojarasca ha demostrado ser relevante para el desarrollo de especies saprobias al favorecer la retención de humedad y la disponibilidad de nutrientes; por tanto, su reducción impacta la distribución, riqueza y abundancia de los hongos. Esto se reafirma con el reporte de López-Quintero *et al.* (2012), quienes mencionan que los hongos son sensibles a cambios en los nutrientes del suelo y dependen de la deposición de detritos, nutrientes y materia orgánica para su fructificación en zonas tropicales. Adicionalmente, en la PP se realizan actividades ecoturísticas que reducen la cobertura vegetal y la cantidad de sustrato, lo que ocasiona un incremento en la temperatura, disminución de la humedad y deterioro de la calidad del hábitat (Crowther *et al.*, 2014).

Por su parte, la PC presentó los valores más altos de riqueza y abundancia, lo cual se asocia con la calidad del hábitat, abundancia de sustratos, heterogeneidad del entorno y diversidad en la composición arbórea, como afirman Gómez-Hernández y Williams-Linera (2011). Del mismo modo, Zothanzama *et al.* (2019) señalan que la

diversidad de hongos es mayor en bosques no perturbados, debido al mayor número de especies de árboles. Esto coincide con lo reportado por Pérez-Rosas *et al.* (2022), quienes señalan que la composición y diversidad de macromicetos varían en función de la heterogeneidad junto con la composición arbórea. Además, influyen la diversidad de sustratos, características topográficas, así como las variables microclimáticas.

En las tres parcelas (PC, PSC y PP), las especies lignícolas presentaron las mayores abundancias. Se ha señalado que, en las zonas tropicales, las especies degradadoras de madera suelen ser las dominantes, debido a la presencia constante de sustratos leñosos y por ser más tolerantes a los cambios ambientales (Rudolf *et al.*, 2012; Gómez-Hernández y Williams-Linera, 2011; Chanona-Gómez *et al.*, 2019). Además, estos autores mencionan que los hongos lignocelulósicos suelen ser específicos del hospedero arbóreo y cambian de acuerdo con la identidad y origen biogeográfico de sus hospederos.

Por otro lado, el análisis de diversidad β permitió observar fuerte diferencia (β_{sor}) en la composición de las comunidades de las parcelas (Tabla 3), esta diferencia aumenta al incrementar la perturbación, mostrando al recambio de especies (β_{sim}) como la principal fuente de disimilitud entre la composición de las comunidades de las parcelas estudiadas, permitiendo inferir que los niveles de perturbación influyen en la distribución, diversidad y abundancia de las especies. Lo anterior, concuerda con diversos estudios (Abrego *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2018) que han demostrado que los macromicetos forman diferentes ensambles de especies según el microhábitat, sustratos, hospederos, calidad del

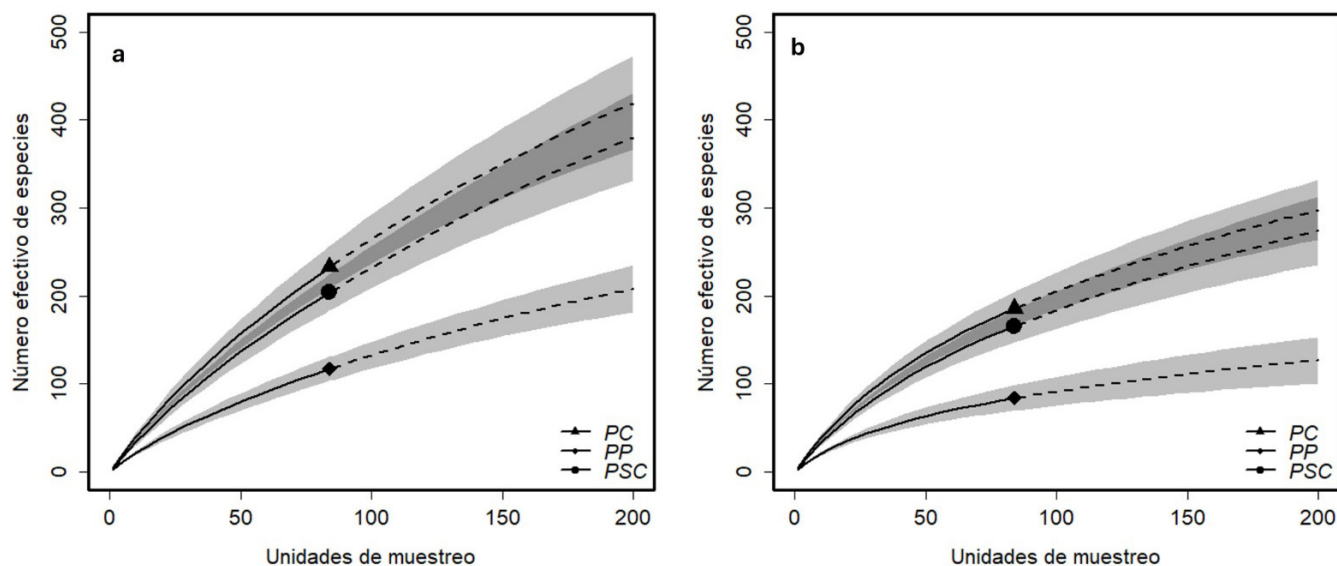


Figura 3. Curvas de rarefacción-extrapolación de macromicetos del Parque Estatal Agua Blanca (PEAB), Macuspana, Tabasco, México. a) Comparación de la riqueza efectiva de especies (0D); b) Comparación del exponencial del índice de Shannon (1D).

hábitat, nutrientes del suelo y variables climáticas. Por otra parte, las diferencias en la composición de especies sugieren una fuerte relación de algunas especies con la composición vegetal. Esto coincide con lo reportado por Caifa *et al.*, (2017), quienes indican que, aunque existen pocos reportes de especificidad entre hongos y plantas en las regiones tropicales, existe una correlación positiva entre la diversidad vegetal y la diversidad fúngica.

Para las curvas de rango abundancia muestran que la comunidad de hongos se caracterizó por un alto número de especies raras con abundancias bajas, y un bajo número de especies frecuentes. Este es un patrón común en las comunidades de hongos, tanto en regiones tropicales como en templadas (Gómez-Hernández *et al.*, 2012; Caifa *et al.*, 2017).

La presencia del género *Pluteus* en PC y PSC concuerda con reportes que lo asocian con bajos niveles de perturbación, considerándolo un género indicador de alta de calidad ambiental (Dvořák *et al.*, 2017). Asimismo, *Phillipsia dominguensis* y *Cotylidia aurantiaca* se reconocen como especies indicadoras de buenos niveles de conservación (Guzmán *et al.*, 2004). En contraste, la familia Polyporaceae se relaciona con la disminución de la calidad ambiental, lo que podría explicar el aumento en la abundancia de esta familia y la presencia de *Lentinus crinitus*, *L. badius*, *Schizophyllum commune* y *Coprinus disseminatus* en PP. Nuestros resultados respaldan la hipótesis de que este grupo de hongos muestra mayor tolerancia a los cambios generados por la perturbación y al deterioro del hábitat (Guzmán *et al.*, 2004; López-Quintero *et al.*, 2012; Rudolf *et al.*, 2012). Por lo tanto, las comunidades fúngicas responden de manera específica a los cambios ambientales derivadas de la perturbación, favoreciendo la dominancia de algunas especies, mientras

que disminuyen la abundancia de otras (Aguilar-Trigueros *et al.*, 2015; Simmel *et al.*, 2017; Abrego *et al.*, 2017).

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron que la riqueza de especies y la abundancia de macromicetos disminuye conforme aumenta la perturbación, indicando que éstas variaciones se deben a la cobertura arbórea, la disponibilidad de sustratos y hospederos. Además, el nivel de perturbación influye en la tasa de recambio de especies, generando tres comunidades independientes para cada parcela. Este estudio sienta las bases para el conocimiento de la respuesta de la diversidad de hongos tropicales a la perturbación. Una comprensión más profunda de tal respuesta podría apoyar la toma de decisiones de conservación, puesto que un apropiado mantenimiento de las condiciones ambientales y comunidades vegetales diversas se reflejaría en una estructura estable de la comunidad de hongos.

Tabla 3. Comparación de la variabilidad de la diversidad β entre las parcelas estudiadas. β_{sor} : diversidad β total; β_{sne} : componente resultante del anidamiento; β_{sim} : componente de recambio. PC: Parcela conservada, PSC: Parcela semiconservada y PP: Parcela perturbada.

parcelas	β_{sim}		β_{sne}		β_{sor}	
	PC	PSC	PC	PSC	PC	PSC
PSC	0.70	-----	0.02	-----	0.72	-----
PP	0.64	0.64	0.12	0.10	0.76	0.74

REFERENCIAS

- Abrego, N., Christensen, M., Bässler, C., Ainsworth, A. M. and Heilmann-Clausen, J. (2017). Understanding the distribution of wood-inhabiting fungi in European beech reserves from species-specific habitat models. *Fungal Ecology*, 27, 168-174. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.07.006>
- Aguilar-Trigueros, C. A., Hempel, S., Powell, J. R., Anderson, I. C., Antonovic, J., Bergmann, J., Cavagnaro, T. R., Chen, B., Hart, M. M., Klironomos, J., Petermann, J. S., Verbruggen, E., Veresoglou, S. D. and Rillig, M. C. (2015). Branching out: Towards a trait based understanding of fungal ecology. *Fungal Biology Reviews*, 29(1), 34-41. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2015.03.001>
- Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes, J. y Valenzuela, R. (2014). Biodiversidad de hongos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(S1), 76-82. <https://doi.org/10.7550/rmb.33649>
- Andrew, C., Heegaard, E., Halvorsen, R., Martínez-Peña, F., Egli, S., Kirk, P. M., Bässler, C., Buntgen, U., Aldea, J., Høiland, K., Boddy, L. and Kauserud, H. (2016). Climate impacts on fungal community and trait dynamics. *Fungal Ecology*, 22, 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.03.005>
- Bahram, M. and Netherway, T. (2022). Fungi as mediators linking organisms and ecosystems. *FEMS Microbiol Rev*. 46(2), 1-16. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuab058>
- Balsega, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J. and Lepreux, F. (2017). Package 'betapart' (Version 1.4-1) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/betapart/index.html>
- Baselga, A. and Orme, C. D. L. (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808-812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Boczoń, A., Hilszczańska, D., Wrzosek, M., Szczepkowski, A. and Sierota, Z. (2021). Drought in the forest breaks plant-fungi interactions. *Eur J. Forest Res.* 140, 1301-1321. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01409-5>
- Boddy, L., Buntgen, U., Egli, S., Gange, A. C., Heegaard, E., Kirk, P. M., Mohammad, A. and Kauserud, H. (2014). Climate variation effects fungal fruiting. *Fungal Ecology*, 10, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2013.10.006>
- Caifa, M. V., Gómez-Hernández, M., Williams-Linera, G. and Ramírez-Cruz, V. (2017). Functional diversity of macromycete communities along an environmental gradient in Mexican seasonally dry tropical forest. *Fungal Ecology*, 28, 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2017.04.005>
- Castillo-Acosta, O. y Zavala-Cruz, J. (1996). Fisiografía, recursos vegetales y alternativas de manejo en el Parque Estatal Agua Blanca, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 12(23), 63-70. <https://doi.org/10.19136/era.a12n23.587>
- Ceska, O. and Ceska, A. (2013). A survey of Macrofungi on Observatory Hill: Spring 2012 and Winter 2012/2013. 1809 Penshursts Road Victoria, BC, Canada V8N 2N6. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4769.0326>
- Céspedes-Flores, S. E. y Moreno-Sánchez, E. (2010). Estimación del valor de la pérdida de recurso forestal y su relación con la reforestación en las entidades federativas de México. *Investigación ambiental*, 2(2), 5-13. <https://uiimseminario.wordpress.com/wp-content/uploads/2014/05/estimacion.pdf>
- Chanona-Gómez, F., Alvarez Gutiérrez, P. E. y Pérez Luna, Y. del C. (2019). Macromicetos del parque del educativo San José, municipio de Zinacantan, Chiapas, México. *Acta Universitaria*, 29(e2127), 1-13. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2127>
- Chao, C. and Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chen, Y., Yuan, Z., Bi, S., Wang, X., Ye, Y. and Svenning, J. C. (2018). Macrofungal species distributions depend on habitat partitioning of topography, light and vegetation in a temperate mountain forest. *Scientific Reports*, 8, 13589. doi:10.1038/s41598-018-31795-7
- Crowther, T. W., Maynard, D. S., Crowther, T. R., Peccia, J., Smith, J. R. and Bradford, M. A. (2014). Untangling the fungal niche: the trait-based approach. *Frontiers in Microbiology*, 5, 1-12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00579>
- Diez, J. M., James, T. Y., Marshall, M. and Ibáñez, I. (2013). Predicting species-specific response of fungi to climatic variation using historical records. *Global Change Biology*, 19(10), 3145-3154. <https://doi.org/10.1111/gcb.12278>
- Dvořák, D., Vašutová, M., Hofmeister, J., Beran, M., Hošek, J., Běťák, J., Burel, J. and Deckerová, H. (2017). Macrofungal diversity patterns in central European forest affirm the key importance of old-growth forest. *Fungal Ecology*, 27(Part B), 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.12.003>
- Figuerola, D., Galeana-Pizaña, J. M., Núñez, J. M., Anzaldo G., C., Hernández-Castro, J. R., Sánchez-Ramírez, M del M. and Garduño, A. (2021). Assessing drivers and deterrents of deforestation in Mexico through a public policy tool. The adequacy of the index of economic pressure for deforestation, *Forest Policy and Economics*, 133(102608). <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102608>
- Gómez-Hernández, M. and Williams-Linera, G. (2011). Diversity of macromycetes determined by tree species, vegetation structure and microenvironment in tropical cloud forests in Veracruz, Mexico. *Botany*, 89(3), 203-216. <https://doi.org/10.1139/b11-007>
- Gómez-Hernández, M., Williams-Linera, G., Guevara, R. and Lodge, D. J. (2012). Patterns of macromycete community assemblage along an elevation gradient: options for fungal gradient and metacommunity analyses.

- Biodiversity and Conservation*, 21, 2247-2268. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0180-3>
- Guzmán, G., Torres, M. G., Ramírez-Guillén, F. y Ríos-Hurtado, A. (2004). Introducción al conocimiento de los macromicetos de Choco Colombia. *Scientia Fungorum*, (19), 33-47. <https://doi.org/10.33885/sf.2004.3.923>
- Habakaramo, P., Kassim, T., D. M. T. Apollon, H., Abohombou, G., Hounsouvo, B., Tchemagnon, O., Dramani, R. and Yorou, N. (2022). Sampling techniques for the optimal measure of macromycetes diversity in the Soudano-Guinean ecozone (West Africa). *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 14(3), 128-138. <https://doi.org/10.5897/IJBC2020.1404>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. and Chao, A. (2016). iNEXT interpolation and extrapolation (Version 2.0.12) [Software]. Available from: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Lebreton, A., Zeng, Q., Miyaucgi, S., Kohler, A., Dai, Y. C. and Martín, F. M. (2021). Evolution of the Mode of Nutrition in Symbiotic and Saprotrophic Fungi in Forest Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 52, 385-404. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012021-114902>
- Li, Z., Liu, X., Zhang, M. and Xing, F. (2022). Plant Diversity and Fungal Richness Regulate the Changes in Soil Multifunctionality in a Semi-Arid Grassland. *Biology (Basel)*, 11(6), 870. <https://doi.org/10.3390/biology11060870>
- Lodge, D. J., Ammirati, J. F., O'Dell, T. E., Mueller, G. M., Huhndorf, S. M., Wang, C. J., Stokland, J. N., Schmit, J. P., Ryvarde, L., Leacock, P. R., Mata, M., Umaña, L., Wu, Q. and Czedlerplitz, D. L. (2004). Terrestrial and Lignicolous Macrofungi. In: G. M. Mueller, G. F. Bills., M. S. Foster, (Eds.). *Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods*. Amsterdam; Boston: Elsevier Academic Press.
- López-Quintero, C. A., Straatsma, G., Franco-Molano, A. E. and Boekhout, T. (2012). Macrofungal diversity in Colombian Amazon forests varies with regions and regimes of disturbance. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2221-2243. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0280-8>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*, blackwell publishing, Oxford, UK.
- Matorrel, C. and Peters, E. (2005). The measurements of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124(2), 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025>
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82(4), 1249-1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Moreno Jiménez, V., Ramírez García, A. R. Ávalos Lázaro, A. A. y Carreño Ruiz, S. D. (2024). Funciones de los hongos macroscópicos en zonas tropicales y su uso en el sector agropecuario. En: A. A. Ávalos Lázaro, S. D. Carreño Ruiz, V. Moreno Jiménez y R. Monroy Hernández, (Eds.). *Micología aplicada en las ciencias agropecuarias*. (pp. 34-50). Universidad Autónoma de Chiapas.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlin, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2018). Package 'vegan' (Version 2.4-6 [Software]). <https://cran.r-project.org>
- Pérez-Rosas, B., Gómez-Hernández, M. and Gándara, E. (2022). Variation in macromycetean diversity and species composition across different vegetation types in Oaxaca, México. *Botanical Sciences*, 100(4), 827-836. <https://doi.org/10.17129/botsci.3012>
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Rudolf, K., Morschhauser, T. and Pál-Fám, F. (2012). Macrofungal diversity in disturbed vegetation types in North-East Hungary. *Central European Journal of Biology*, 7(4), 634-647. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0050-3>
- Sánchez-Hernández, L., Arias-Mota, R. M., Rosique-Gil, J. E. y Pacheco-Figueroa, C. J. (2018). Diversidad del género *Trichoderma* (Hypocrea) en un área natural protegida en Tabasco, México. *Acta Botanica Mexicana*, (123), 167-182. <https://doi.org/10.21829/abm123.2018.1269>
- SEMARNAT (2002). *Áreas naturales protegidas de México con decretos estatales*. SEMARNAT, INE, CANAP. Vol 2. México. D.F.
- Simmel, J., Bässler, C. and Poschlod, P. 2017. Ellenberg indicator values for macromycetes a methodological approach and first applications. *Fungal Ecology*, 27(Part B), 202-212. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.09.004>
- Toledo, C. V., Barroetaveña, C. y Rajchenberg, M. (2014). Fenología y variables ambientales asociadas a la fructificación de hongos silvestres comestibles de los bosques andinos-patagónicos en Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1093-1103. <https://doi.org/10.7550/rmb.40010>
- Uribe Meléndez, J. y Orrego Santa, O. (2001). Modelos de distribución de abundancias en comunidades de briófitos. *Caldasia*, 23(1), 261-267.
- Villarruel Ordaz, J. L., Canseco Zorrilla, E y Cifuentes, J. (2015). Diversidad fúngica en el municipio de San Gabriel Mixtepec, región Costa de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Micología*, 41, 55-63.

- Villarruel-Ordaz, J. L., Garibay-Origel, R., Maldonado-Bonilla, L. D., Alvarez-Manjarez, J., Sánchez-Espinosa, A. C., Machorro-Sámano, S., Valera-Venegas, G. y Marín-González, P. G. (2021). Macromicetos de la selva baja caducifolia en la región de la Costa de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, e923733, 1-14. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3733>
- Villegas-Gómez, F. G., López-Caballero, I. y Fonseca-Alvarez, R. (2023). El hábitat de los hongos y su vulnerabilidad ante el cambio climático. *Enseñanza y Comunicación de las Geociencias*, 2(2), 12-15. <https://doi.org/10.22201/cgeo.29928087e.2023.2.2.7>
- Wartchow, F., Carvalho, A. S., Sousa, M. C. A. and Cortez V. G. (2007). Some coprophilous Psilocybe (Strophareaceae) from Pernambuco, state, northeast Brazil. *Siteientibus Série Ciências Biológicas*, 7(2), 150-153. <https://doi.org/10.13102/scb8115>
- Zarco Espinoza, V. M., Valdez Hernández, J. I., Ángeles Pérez, G. y Castillo Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1-17.
- Zhou, Y. and Gu, B. (2024). The impacts of human activities on Earth Critical Zone. *Earth Critical Zone* 1(1), (100004), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecz.2024.100004>
- Zothanzama, J., Dkhar, M. and Kayang, H. (2019). Diversity of wood rotting fungi from disturbed and undisturbed foresto of Meghalaya, India. *Journal of Emerging Tecnologys and Innovative Research*, 6(4), 326-333.

Apendice 1. Listado de especies de macromicetos determinada para el Parque Estatal Agua Blanca (PEAB) y su distribución en cada parcela de muestreo. La clasificación taxonómica se realizó según el Index Fungorum (2018). PC: Parcela conservada, PSC: Parcela semiconservada y PP: Parcela perturbada.

Ascomycota	PC	PSC	PP
Bolinales			
Boliniaceae			
<i>Camarops</i> sp. 1	x		
Hypocreales			
Cordycipitaceae			
<i>Cordyceps</i> sp. 1	x		
<i>Cordyceps</i> sp. 2		x	
Ophiocordycipitaceae			
<i>Ophiocordyceps sphecocephala</i>	x		
<i>Ophiocordyceps</i> sp. 1	x		
<i>Ophiocordyceps</i> sp. 2		x	
<i>Ophiocordyceps</i> sp. 3		x	
<i>Ophiocordyceps</i> sp. 4	x	x	
Pezizales			
Sarcoscyphaceae			
<i>Cookeina speciosa</i>	x	x	x
<i>Cookeina tricholoma</i>	x	x	x
<i>Phillipsia domingensis</i>	x	x	
<i>Phillipsia crispata</i>	x		
<i>Sarcoscypha</i> sp. 1	x		
<i>Sarcoscypha</i> sp. 2	x		
<i>Sarcoscypha</i> sp. 3		x	
Pyronemataceae			
<i>Scutellinia</i> cf. <i>Scutellata</i>	x		
Xylariales			
Hypoxylaceae			
<i>Hypoxylon investiens</i>	x		
<i>Hypoxylon</i> sp. 1		x	
<i>Phylacia bomba</i>	x		x
<i>Phylacia globosa</i>		x	
<i>Phylacia mexicana</i>			x
<i>Phylacia poculiformis</i>	x		x
<i>Phylacia sagrana</i>			x
Xylariaceae			
<i>Rosellinia corticium</i>		x	
<i>Xylaria alata</i>	x		
<i>Xylaria cubensis</i>		x	x
<i>Xylaria filiformis</i>	x		
<i>Xylaria guianensis</i>	x		
<i>Xylaria hypoxylon</i>	x		x
<i>Xylaria mexicana</i>	x		
<i>Xylaria myosurus</i>	x	x	

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Xylaria phyllocharis</i>	x	x	
<i>Xylaria polymorpha</i>	x	x	
<i>Xylaria xanthinovelutina</i>	x		
<i>Xylaria</i> sp. 1	x	x	
<i>Xylaria</i> sp. 2		x	
<i>Xylaria</i> sp. 3			x
<i>Xylaria</i> sp. 4			x
<i>Xylaria</i> sp. 5		x	
<i>Xylaria</i> sp. 6	x		
<i>Xylaria</i> sp. 7	x		
<i>Xylaria</i> sp. 8	x		
<i>Xylaria</i> sp. 9	x		
<i>Xylaria</i> sp. 10		x	
<i>Xylaria</i> sp. 11		x	
<i>Xylaria</i> sp. 12			x
<i>Xylaria</i> sp. 13	x		
<i>Xylaria</i> sp. 14		x	
<i>Xylaria</i> sp. 15	x	x	
<i>Xylaria</i> sp. 16			x
<i>Xylaria</i> sp. 17	x		
<i>Xylaria</i> sp. 18		x	
<i>Xylaria</i> sp. 19	x		
Basidiomycota			
Agaricales			
Agaricaceae			
<i>Agaricus</i> sp. 1	x		
<i>Agaricus</i> sp. 2		x	
<i>Coprinus</i> sp. 1	x		
<i>Coprinus</i> sp. 2		x	
<i>Coprinus</i> sp. 3	x		
<i>Coprinus</i> sp. 4	x		
<i>Coprinus</i> sp. 5		x	
<i>Coprinus</i> sp. 6		x	
<i>Coprinus</i> sp. 7	x		
<i>Coprinus</i> sp. 8	x		
<i>Cyathus striatus</i>	x		x
<i>Cyathus</i> sp. 1			x
<i>Lepiota</i> sp. 1	x		
<i>Lepiota</i> sp. 2		x	
<i>Lepiota</i> sp. 3	x		x
<i>Lepiota</i> sp. 4			x
<i>Lepiota</i> sp. 5			x
<i>Lepiota</i> sp. 6	x		
<i>Lepiota</i> sp. 7	x		
<i>Lepiota</i> sp. 8		x	

(Continua)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Lepiota</i> sp. 9		x	
<i>Lepiota</i> sp. 10	x		
<i>Lepiota</i> sp. 11		x	
<i>Lepiota</i> sp. 12			x
<i>Lepiota</i> sp. 13			x
<i>Lepiota</i> sp. 14			x
<i>Lepiota</i> sp. 15		x	
<i>Lepiota</i> sp. 16	x		
<i>Lepiota</i> sp. 17	x		
<i>Lepiota</i> sp. 18	x		
<i>Lepiota</i> sp. 19	x		
<i>Lepiota</i> sp. 20	x		
<i>Lepiota</i> sp. 21		x	
<i>Lepiota</i> sp. 22		x	
<i>Lepiota</i> sp. 23			x
<i>Lepiota</i> sp. 24		x	
<i>Lepiota</i> sp. 25		x	
<i>Lepiota</i> sp. 26	x		
<i>Lepiota</i> sp. 27		x	
<i>Lepiota</i> sp. 28		x	
<i>Lepiota</i> sp. 29		x	
<i>Leucoagaricus rubrotinctus</i>		x	
<i>Leucoagaricus</i> sp. 1	x		
<i>Leucoagaricus</i> sp. 2		x	
<i>Leucocoprinus</i> sp. 1	x		
<i>Leucocoprinus</i> sp. 2		x	
<i>Lycogalopsis solmsii</i>	x		
<i>Macrolepiota</i> sp. 1	x		
<i>Macrolepiota</i> sp. 2	x		
<i>Melanophyllum</i> sp. 1	x		
Bolbitiaceae			
<i>Bolbitius</i> sp. 1	x		
<i>Galerella</i> sp. 1		x	
Clavariaceae			
<i>Clavaria</i> aff. <i>fragilis</i>			
<i>Clavaria</i> sp. 1		x	
<i>Clavaria</i> sp. 2		x	
<i>Clavulinopsis</i> aff. <i>aurantiocinnabarina</i>			x
<i>Clavulinopsis</i> aff. <i>corniculata</i>	x	x	x
<i>Clavulinopsis</i> aff. <i>fusiformis</i>	x		x
<i>Clavulinopsis laeticolor</i>	x	x	x
<i>Clavulinopsis</i> sp. 1		x	
<i>Ramariopsis</i> aff. <i>Kunzei</i>		x	x
<i>Ramariopsis</i> aff. <i>pulchella</i>		x	x
Cyphellaceae			

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Chondrostereum purpureum</i>		x	x
<i>Cheimonophyllum</i> sp. 1			x
Entolomataceae			
<i>Entoloma</i> sp. 1	x		
<i>Entoloma</i> sp. 2	x		
<i>Rhodocybe</i> sp. 1			x
Hygrophoraceae			
<i>Camarophyllum</i> sp. 1		x	
<i>Hygrocybe</i> sp. 1		x	
<i>Hygrocybe</i> sp. 2		x	x
<i>Hygrocybe</i> sp. 3		x	
<i>Hygrophorus</i> sp. 1	x		
<i>Hygrophorus</i> sp. 2	x		
Hymenogastraceae			
<i>Galerina</i> sp. 1		x	
<i>Galerina</i> sp. 2	x		
<i>Galerina</i> sp. 3		x	
Inocybaceae			
<i>Crepidotus</i> sp. 1		x	
<i>Crepidotus</i> sp. 2	x		
<i>Crepidotus</i> sp. 3			x
<i>Crepidotus</i> sp. 4		x	
<i>Inocybe</i> sp. 1		x	
Marasmiaceae			
<i>Campanella</i> sp. 1	x		
<i>Campanella</i> sp. 2		x	
<i>Crinipellis</i> sp. 1	x	x	x
<i>Crinipellis</i> sp. 2	x		
<i>Crinipellis</i> sp. 3	x		
<i>Crinipellis</i> sp. 4	x		
<i>Crinipellis</i> sp. 5	x		
<i>Crinipellis</i> sp. 6		x	
<i>Crinipellis</i> sp. 7	x		
<i>Gerronema</i> sp. 1	x		
<i>Hydropus</i> sp. 1	x		
<i>Lactocollybia</i> sp. 1		x	
<i>Marasmius affgriseoroseus</i>			
<i>Marasmius cladophyllus</i>	x	x	
<i>Marasmius crinis-equi</i>	x	x	
<i>Marasmius haematocephalus</i>			x
<i>Marasmius leoninus</i>			
<i>Marasmius leveilleanus</i>	x	x	
<i>Marasmius multiceps</i>	x	x	x
<i>Marasmius pulcherripes</i>	x	x	x
<i>Marasmius sarmentosus</i>	x	x	

(Continua)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Marasmius tageticolor</i>	x	x	x
<i>Marasmius sec. globulares sp1</i>		x	
<i>Marasmius sec. globulares sp2</i>			x
<i>Marasmius sp. 1</i>	x		
<i>Marasmius sp. 2</i>	x	x	x
<i>Marasmius sp. 3</i>	x		
<i>Marasmius sp. 4</i>	x	x	x
<i>Marasmius sp. 5</i>		x	
<i>Marasmius sp. 6</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 7</i>	x		x
<i>Marasmius sp. 8</i>	x		
<i>Marasmius sp. 9</i>			x
<i>Marasmius sp. 10</i>	x		
<i>Marasmius sp. 11</i>	x		
<i>Marasmius sp. 12</i>	x		x
<i>Marasmius sp. 13</i>		x	
<i>Marasmius sp. 14</i>	x		
<i>Marasmius sp. 15</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 16</i>		x	
<i>Marasmius sp. 17</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 18</i>		x	
<i>Marasmius sp. 19</i>	x	x	x
<i>Marasmius sp. 20</i>		x	
<i>Marasmius sp. 21</i>	x		
<i>Marasmius sp. 22</i>		x	
<i>Marasmius sp. 23</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 24</i>		x	x
<i>Marasmius sp. 25</i>			x
<i>Marasmius sp. 26</i>	x		
<i>Marasmius sp. 27</i>		x	
<i>Marasmius sp. 28</i>	x		
<i>Marasmius sp. 29</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 30</i>		x	
<i>Marasmius sp. 31</i>			x
<i>Marasmius sp. 32</i>			x
<i>Marasmius sp. 33</i>		x	
<i>Marasmius sp. 34</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 35</i>		x	
<i>Marasmius sp. 36</i>	x	x	
<i>Marasmius sp. 37</i>		x	
<i>Marasmius sp. 38</i>		x	
<i>Marasmius sp. 39</i>	x		
<i>Marasmius sp. 40</i>	x		
<i>Marasmius sp. 41</i>	x		x
<i>Marasmius sp. 42</i>	x	x	

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Marasmius</i> sp. 43	x		
<i>Marasmius</i> sp. 44	x		
<i>Marasmius</i> sp. 45	x		
<i>Marasmius</i> sp. 46	x		
<i>Marasmius</i> sp. 47	x		
<i>Marasmius</i> sp. 48	x		
<i>Marasmius</i> sp. 49	x		
<i>Marasmius</i> sp. 50		x	
<i>Marasmius</i> sp. 51		x	
<i>Marasmius</i> sp. 52		x	
<i>Marasmius</i> sp. 53		x	
<i>Marasmius</i> sp. 54	x	x	
<i>Marasmius</i> sp. 55		x	
<i>Marasmius</i> sp. 56			x
<i>Marasmius</i> sp. 57		x	
<i>Marasmius</i> sp. 58		x	
<i>Marasmius</i> sp. 59	x	x	
<i>Marasmius</i> sp. 60		x	
<i>Marasmius</i> sp. 61	x		
<i>Marasmius</i> sp. 62	x		
<i>Marasmius</i> sp. 63		x	
<i>Marasmius</i> sp. 64	x	x	x
<i>Marasmius</i> sp. 65		x	
<i>Marasmius</i> sp. 66		x	
<i>Marasmius</i> sp. 67			x
<i>Marasmius</i> sp. 68	x		
<i>Marasmius</i> sp. 69	x	x	x
<i>Marasmius</i> sp. 70	x	x	x
<i>Marasmius</i> sp. 71	x		
<i>Marasmius</i> sp. 72	x		x
<i>Marasmius</i> sp. 73			x
<i>Marasmius</i> sp. 74		x	
<i>Marasmius</i> sp. 75	x		
<i>Marasmius</i> sp. 76	x		
<i>Marasmius</i> sp. 77	x		
<i>Marasmius</i> sp. 78		x	
<i>Marasmius</i> sp. 79	x		
<i>Marasmius</i> sp. 80		x	
<i>Marasmius</i> sp. 81		x	
<i>Marasmius</i> sp. 82		x	
<i>Marasmius</i> sp. 83	x		x
<i>Marasmius</i> sp. 84	x		
<i>Marasmius</i> sp. 85	x		
<i>Marasmius</i> sp. 86	x		
<i>Marasmius</i> sp. 87	x		

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Marasmius</i> sp. 88	x		
<i>Tetrapyrgos</i> sp. 1	x		
<i>Trogia buccinalis</i>	x	x	
<i>Trogia cantharelloides</i>			
Mycenaceae			
<i>Favolaschia teapae</i>		x	
<i>Filoboletus gracilis</i>			x
<i>Mycena</i> sp.1	x		
<i>Mycena</i> sp.2	x		x
<i>Mycena</i> sp.3	x	x	
<i>Mycena</i> sp.4		x	
<i>Mycena</i> sp.5		x	
<i>Mycena</i> sp.6	x		
<i>Mycena</i> sp.7			x
<i>Mycena</i> sp.8		x	
<i>Mycena</i> sp.9	x		
<i>Mycena</i> sp.10	x		
<i>Mycena</i> sp.11	x		
<i>Mycena</i> sp.12			x
<i>Mycena</i> sp.13	x		
<i>Mycena</i> sp.14		x	
<i>Mycena</i> sp.15	x		
<i>Mycena</i> sp.16			x
<i>Xeromphalina</i> sp1		x	
Omphalotaceae			
<i>Anthracophyllum</i> sp. 1			x
<i>Anthracophyllum</i> sp. 2	x	x	
<i>Gymnopus</i> sp. 1	x		
<i>Gymnopus</i> sp. 2	x	x	
<i>Gymnopus</i> sp. 3			x
<i>Gymnopus</i> sp. 4		x	
<i>Gymnopus</i> sp. 5		x	
<i>Marasmiellus cubensis</i>		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 1	x	x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 2		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 3	x	x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 4			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 5			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 6			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 7	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 8		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 9			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 10	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 11	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 12	x		

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Marasmiellus</i> sp. 13	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 14		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 15	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 16		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 17	x	x	x
<i>Marasmiellus</i> sp. 18		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 19		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 20	x	x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 21		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 22		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 23		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 24			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 25			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 26	x	x	x
<i>Marasmiellus</i> sp. 27		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 28		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 29	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 30			x
<i>Marasmiellus</i> sp. 31	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 32		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 33	x		
<i>Marasmiellus</i> sp. 34		x	
<i>Marasmiellus</i> sp. 35	x		
Physalacriaceae			
<i>Flammulina</i> sp. 1	x		
<i>Flammulina</i> sp. 2			x
<i>Flammulina</i> sp. 3			x
<i>Flammulina</i> sp. 4	x		x
<i>Gloiocephala epiphylla</i>	x		
<i>Oudemansiella canarii</i>		x	x
Pleurotaceae			
<i>Hohenbuehelia</i> sp. 1	x		
<i>Hohenbuehelia</i> sp. 2			x
<i>Hohenbuehelia</i> sp. 3			x
<i>Pleurotus djamor</i>	x	x	x
<i>Pleurotus</i> sp. 1	x		
<i>Pleurotus</i> sp. 2	x		
<i>Pleurotus</i> sp. 3		x	
<i>Pleurotus</i> sp. 4			x
Pluteaceae			
<i>Pluteus</i> sp. 1		x	
<i>Pluteus</i> sp. 2	x		
<i>Pluteus</i> sp. 3		x	
<i>Pluteus</i> sp. 4		x	

(Continua)

	Ascomycota	PC	PSC	PP
	<i>Pluteus</i> sp. 5		x	
	<i>Volvariella</i> sp. 1	x		
Psathyrellaceae				
	<i>Coprinellus disseminatus</i>	x		x
	<i>Coprinellus micaceu</i>	x		
	<i>Coprinellus truncorum</i>			x
	<i>Psathyrella</i> sp. 1	x		
	<i>Psathyrella</i> sp. 2	x		
	<i>Psathyrella</i> sp. 3	x		
	<i>Psathyrella</i> sp. 4		x	
	<i>Psathyrella</i> sp. 5		x	
	<i>Psathyrella</i> sp. 6		x	
Pterulaceae				
	<i>Deflexula subsimplex</i>	x		
	<i>Deflexula</i> sp. 1	x		
	<i>Deflexula</i> sp. 2	x		
	<i>Deflexula</i> sp. 3	x		
	<i>Pterula plumosa</i>	x	x	
	<i>Pterula uleana</i>	x		
	<i>Pterula</i> sp. 1	x		
	<i>Pterula</i> sp. 2	x		
Schizophyllaceae				
	<i>Schizophyllum commune</i>	x	x	x
	<i>Schizophyllum radiatum</i>			x
	<i>Schizophyllum umbrinum</i>		x	x
Tricholomataceae				
	<i>Collybia</i> sp. 1	x		
	<i>Collybia</i> sp. 2		x	
	<i>Collybia</i> sp. 3		x	
	<i>Collybia</i> sp. 4	x		
	<i>Collybia</i> sp. 5	x		
	<i>Collybia</i> sp. 6	x		
	<i>Collybia</i> sp. 7	x		
	<i>Collybia</i> sp. 8	x		
	<i>Melanoleuca yucatanensis</i>			x
	<i>Omphalina</i> sp. 1	x		
	<i>Omphalina</i> sp. 2			x
	<i>Omphalina</i> sp. 3			x
	<i>Omphalina</i> sp. 4			x
	<i>Pleurocollybia</i> sp. 1	x		
	<i>Tricholoma</i> sp. 1			x
	<i>Tricholoma</i> sp. 2		x	
	<i>Tricholoma</i> sp. 3	x		
Typhulaceae				
	<i>Typhula juncea</i>	x	x	

(Continúa)

Ascomycota		PC	PSC	PP
	<i>Typhula</i> sp.1	x	x	
Auriculariales				
Auriculariaceae				
	<i>Auricularia mesenterica</i>			x
	<i>Auricularia nigricans</i>	x	x	x
	<i>Auricularia</i> sp. 1	x		
	<i>Auricularia</i> sp. 2		x	
Boletales				
Coniophoraceae				
	<i>Coniophora</i> sp. 1		x	
Cantharellales				
Cantharellaceae				
	<i>Cantharellus</i> sp. 1		x	
Clavulinaceae				
	<i>Clavulina</i> sp. 1			x
Dacrymycetales				
Dacrymycetaceae				
	<i>Dacryopinax elegans</i>	x		x
	<i>Dacryopinax spathularia</i>		x	x
Gaeastrales				
Gaeastraceae				
	<i>Gaeastrum triplex</i>		x	
	<i>Gaeastrum</i> sp. 1		x	
	<i>Gaeastrum</i> sp. 2	x		
	<i>Gaeastrum</i> sp. 3	x		
	<i>Gaeastrum</i> sp. 4	x		
	<i>Gaeastrum</i> sp. 5		x	
Gomphales				
Lentariaceae				
	<i>Lentaria</i> sp. 1		x	
	<i>Lentaria</i> sp. 2	x	x	x
	<i>Lentaria</i> sp. 3	x		
	<i>Lentaria</i> sp. 4	x		
Gomphaceae				
	<i>Phaeoclavulina</i> sp. 1		x	
	<i>Phaeoclavulina</i> sp. 2	x		
Hymenochaetales				
Hymenochaetaceae				
	<i>Phylloporia</i> sp. 1			x
Polyporales				
Ganodermataceae				
	<i>Ganoderma applanatum</i>		x	x
	<i>Ganoderma</i> sp. 1			x
	<i>Ganoderma</i> sp. 2	x		
	<i>Ganoderma</i> sp. 3			x

(Continúa)

	Ascomycota	PC	PSC	PP
	<i>Ganoderma</i> sp. 4			x
Meripilaceae				
	<i>Hydnopolyporus</i> sp. 1	x		
Meruliaceae				
	<i>Aquascypha hydrophora</i>	x		
	<i>Aquascypha</i> sp. 1	x		
	<i>Cymatoderma</i> sp. 1			x
	<i>Phlebia</i> sp. 1			x
Polyporaceae				
	<i>Earliella scabrosa</i>	x	x	x
	<i>Echinochaete</i> sp. 1	x		
	<i>Echinochaete</i> sp. 2	x		
	<i>Favolus tenuiculus</i>	x	x	
	<i>Hexagonia</i> sp. 1	x		
	<i>Hexagonia</i> sp. 2		x	
	<i>Lentinus badius</i>	x	x	x
	<i>Lentinus crinitus</i>		x	x
	<i>Lentinus tricholoma</i>			x
	<i>Polyporus leprieurii</i>	x	x	
	<i>Polyporus septosporus</i>	x	x	
	<i>Polyporus</i> sp. 1	x		
	<i>Polyporus</i> sp. 2	x		
	<i>Polyporus</i> sp. 3		x	x
	<i>Polyporus</i> sp. 4	x		
	<i>Polyporus</i> sp. 5		x	
	<i>Polyporus</i> sp. 6		x	
	<i>Polyporus</i> sp. 7		x	
	<i>Pseudofavolus</i> sp. 1	x		
	<i>Trametes hydroides</i>		x	x
	<i>Trametes maxima</i>			x
	<i>Trametes variegata</i>	x	x	x
	<i>Trametes villosa</i>	x	x	
	<i>Trametes</i> sp. 1			x
	<i>Trametes</i> sp. 2	x		
Russulales				
Lachnocladiaceae				
	<i>Lachnocladium</i> sp. 1		x	
Thelephorales				
Thelephoraceae				
	<i>Thelephora</i> sp. 1	x	x	x
Tremellales				
Tremellaceae				
	<i>Tremella rubromaculata</i>	x	x	
	<i>Tremella fuciformis</i>	x		
Incertae sedis				

(Continúa)

Ascomycota	PC	PSC	PP
<i>Cotylidia aurantiaca</i>	x		
<i>Cotylidia diaphana</i>	x		
<i>Cotylidia sp. 1</i>		x	
<i>Cotylidia sp. 2</i>		x	