



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Monitoreo de la diversidad de macromicetos en un bosque
templado de la Ciudad de México, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

CARMINA SILVA TAYLOR



**DIRECTOR DE TESIS:
BIOL. ERNESTO GUSTAVO TOVAR
BUSTAMANTE
2019**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD.MX.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Hoja de datos del jurado

1. Datos de la alumna
Silva
Taylor
Carmina
56550436
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
312540906
2. Datos de tutor
Biol.
Ernesto Gustavo
Tovar
Bustamante
3. Datos del sinodal 1
Dr.
Joaquín
Cifuentes
Blanco
4. Datos del sinodal 2
M. en C.
Celia Elvira
Aguirre
Acosta
5. Datos del sinodal 3
M. en C.
Mariano
Torres
Gómez
6. Datos del sinodal 4
Dra.
Silvia
Castillo
Agüero
7. Datos del trabajo escrito
Monitoreo de la diversidad de macromicetos en un bosque templado de la Ciudad de México,
México
59 p
2019

Agradecimientos

A mi tutor Biól. Ernesto Gustavo Tovar Bustamante que me ayudo en la elaboración de esta tesis. Sus largas pláticas que ayudaron a entender a la ecología desde una perspectiva micológica. Por todas sus horas en campo y en el laboratorio conmigo. Además de su apoyo en volver a entender la estadística.

A la Dra. Silvia Castillo Agüero por toda su ayuda en el planteamiento metodológico y en campo. A su apoyo incondicional en todas las dudas que fueron surgiendo. Me ayudó a entender paquetes estadísticos para la ecológica y cómo entender mis datos de una forma más amplia. Siempre la veré como mi mamá académica.

Al apoyo técnico y ecológico de Yuriana Martínez Orea, por sus horas en campo y en el laboratorio.

Al apoyo de los análisis estadísticos y ecológicos de Leticia Bonilla Valencia, siempre dispuesta a aclarar mis dudas.

Y al Dr. Joaquín Cifuentes.

Al apoyo de la identificación taxonómica de la Biól. Lilia Pérez Ramírez y el Dr. Sigfrido Sierra.

A todos mis compañeros que me acompañaron en campo: Yazmín Vázquez Santos, José Luis Daniel Barrios Aldama, Claudia Pineda Romero, Daniel Díaz Hernández, Héctor Adrián Jiménez Hernández, Nadia Tezilli Peña Tapia y Verónica Córdova.

A las fotografías de Andrés Correa Maldonado.

Al apoyo al análisis estadístico de Ernesto Saúl Gutiérrez López.

Por el apoyo técnico del Biol. Marco Antonio Romero.

Al Proyecto PAPIME PE201817- Ecología de la vegetación secundaria y los hongos como indicadores del estado de conservación de un bosque templado de la cuenca del río Magdalena, Ciudad de México.

Proyecto PAPIIT IN211118 -Efecto de los disturbios antrópicos en la diversidad funcional en un bosque templado de la Ciudad de México.

Y la UNAM por darme la oportunidad de ampliar mi conocimiento.

Índice

Resumen.....	6
Introducción	6
Antecedentes	8
Bosques de <i>Abies</i> en México.....	8
Macromicetos de la cuenca del río Magdalena (CRM).....	8
Justificación	9
Objetivos	10
Objetivo general	10
Objetivos particulares.....	10
Hipótesis.....	10
Metodología	11
Área de estudio.....	11
Bosque de <i>Abies religiosa</i>	11
Determinación de sitios de estudio.....	11
Variables ambientales	12
Variables antrópicas.....	13
Variables bióticas.....	13
Trabajo de gabinete	14
Análisis de datos.....	14
Cobertura estimada, abundancia y riqueza	14
Curva de acumulación de especies	15
Diversidad <i>beta</i>	15
Valores de importancia	16
Identificación de grupos de especies	16
Análisis de componentes principales.....	16
Análisis de correspondencia canónica	16
Comparación del 2014 y 2017.....	16
Resultados	17
Riqueza.....	17
Dinámica de la riqueza	18
Abundancia.....	19
Dinámica de la abundancia.....	20
Diversidad <i>beta</i>	21

Variables ambientales y antrópicas	22
Grupos de especies	24
Análisis de correspondencia canónica (CCA).....	28
Comparación de los muestreos 2014 y 2017	33
ANOVA por bloques	34
Diversidad <i>beta</i>	35
Discusión.....	36
Composición de especies.....	37
Relación de las variables con respecto a los macromicetos	38
Distribución heterogénea de los macromicetos	42
Implicaciones generales	43
Conclusiones	44
Futuras líneas de investigación.....	44
Referencias	45
Fuentes citadas	45
Fuentes usadas para la identificación	52
Anexos	53
Anexo 1: Listado de especies descritas Tovar Bustamante 2014.....	53
Anexo 2: Listado de especies y géneros encontrado en el muestreo 2017 en el bosque de <i>Abies religiosa</i>	55
Anexo 3: Cambios de la abundancia en especies compartidas del 2014-2017	58
Anexo 4. Comprobación de los supuestos de la ANOVA por bloques.....	59

Resumen

Los hongos son organismos indispensables en los ecosistemas terrestres debido a las funciones que realizan, principalmente como organismos saprobios o micorrícicos. Los macromicetos son hongos que presentan reproducción sexual los cuales forman estructuras cuerpos de reproducción sexual perceptibles a simple vista llamadas cuerpos fructíferos, esporomas o carpoforos. La mayoría de las investigaciones de los macromicetos se han centrado en hongos con valor económico o sociocultural. Existe un gran hueco de conocimiento acerca de la respuesta de los macromicetos a las variaciones climáticas y de sitio y cómo esta determina su distribución. La ausencia de conocimiento es aún más evidente al hablar de estudios que engloben a toda la comunidad de macromicetos, no solo los de valor para el humano.

En el bosque *de Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena se han realizado varios estudios de la diversidad existente de macromicetos. Sin embargo, carece de un monitoreo continuo en la localidad. En este trabajo se realizó un monitoreo de los macromicetos con el fin de conocer cómo estos organismos responden a la variación ambiental espacial y temporal. Se realizó un muestreo en el 2017 y se utilizaron los datos de campo de un muestreo previo del 2014. Con el fin de conocer la distribución espacial y su respuesta a las diferentes variables ambientales y de disturbio, se establecieron 15 parcelas de tres sitios con diferencias altitudinales y de perturbación antrópica. Se midieron diferentes variables abióticas del sitio a lo largo de 6 meses.

En este estudio se encontraron nuevos registros de especies para la zona de estudio. Los resultados nos demuestran que la distribución espacial de la comunidad de macromicetos se comporta de una forma heterogénea en este bosque respondiendo a las características del sitio. La precipitación fue la variable que más se relaciona con la abundancia de los esporomas. En cambio, la riqueza se vio más relacionada con las características del sitio. Se encontraron diferentes grupos de especies de hongos que probablemente responden de diferente manera a variables externas. A su vez, se detectaron algunas variables que pueden jugar un papel fundamental para la presencia de esporomas como la humedad y otras que parecen determinar los grupos de especies presentes en un sitio como fue el pH del suelo y la presencia de basura. Este estudio es el primero en dar continuidad al monitoreo la comunidad de macromicetos para el sitio de estudio.

Introducción

Los hongos son un grupo de organismos clave en los ecosistemas (Aguirre-Acosta *et al.*, 2014; Aguilar-Trigueros *et al.*, 2015). En los hábitats terrestres, casi todos los organismos dependen de la actividad que llevan a cabo los hongos, tanto de los saprobios (Boddy *et al.*, 2014) como las ectomicorrizas -ECM- (Sun *et al.*, 2016). Por lo cual, conocer la diversidad de los macromicetos y su respuesta a cambios ambientales y de perturbación es esencial para entender de forma más integral el ecosistema.

Los hongos son uno de los grupos con mayor diversidad de especies (Kibby, 1992; Mueller *et al.*, 2007; Roberts y Evans 2011). Según Aguirre-Acosta *et al.* (2014), el número de especies estimadas oscila entre 500 000 y 9.9 millones de especies y, utilizando las estimaciones propuestas por Hawksworth (2001), se calcula existen más de 200 000 especies de hongos en México. Hasta la fecha se conocen aproximadamente 4500 especies de macromicetos en México (Guzmán, 1995; Aguirre-Acosta *et al.*, 2014), por lo cual aún hacen falta más estudios para conocer la diversidad de nuestro país.

De acuerdo con Mueller *et al.* (2007) los macromicetos son aquellos hongos que generan estructuras reproductivas observables a simple vista. La mayoría de los macromicetos pertenecen a la división Ascomycota o Basidiomycota, aunque existen algunas excepciones de Zygomycota (Herrera y Ulloa, 1990; Stephenson, 2010). La gran mayoría de los macromicetos terrestres son saprobios o ectomicorrízicos, pero algunos son patógenos de plantas u otros hongos (Mueller *et al.*, 2007).

Para conocer la diversidad de hongos presentes en un sitio de estudio existen dos métodos comúnmente empleados, el análisis de secuencias de ADN o a través de la observación y cuantificación de los esporomas. El primero permite conocer la diversidad genética total de un sitio, pero se basa en muestras relativamente pequeñas, es caro, y se basa en el conocimiento previo de especies ya secuenciadas (Halme *et al.*, 2012). Sin embargo, este método no permite hacer inferencias sobre la ecología de los organismos, nos habla de su presencia (Andrew *et al.*, 2019). En cambio, el uso de los esporomas para las estimaciones de la diversidad es el método más usado para estudios ecológicos y de conservación (Halme *et al.*, 2012; Purhonen *et al.*, 2017). En este sentido es necesario tener en cuenta que la observación de los esporomas no es un método perfecto dadas las variaciones en las condiciones de fructificación, las cuales a su vez resultan importantes estudiar desde la perspectiva de la ecología (Kausserud *et al.*, 2012; Boddy *et al.*, 2014; Büntgen *et al.*, 2015), por lo cual un estudio a largo plazo a través del monitoreo por medio de los esporomas tiene un alcance más amplio para el estudio ecológico de los hongos.

La formación de los esporomas, también llamada fructificación, se lleva a cabo en la fase de reproducción sexual de los macromicetos, está determinada por factores tanto internos como externos, como es el caso de las condiciones ambientales (Toledo *et al.*, 2014). Algunos de los factores que median la fructificación son: distribución espacio-temporal de los hongos, patrones de distribución de la vegetación, humedad de suelo, altitud, precipitación, condiciones nutricionales propias del individuo, temperatura, luz, pH, microclima y disturbios tanto de origen natural como de origen humano (Chacón y Guzmán, 1995; Núñez, 1996; Munguía *et al.*, 2003; Phillips, 2010; Boddy *et al.*, 2014; Toledo *et al.*, 2014; Andrew *et al.*, 2019). Sin embargo, la respuesta de los macromicetos a estas condiciones varía según la especie.

Existen muchos estudios sobre los cambios fenológicos y su relación con la variación ambiental, sin embargo, principalmente se han enfocado en animales y plantas, ignorando el efecto sobre la comunidad fúngica (Boddy *et al.*, 2014; Andrew *et al.*, 2019). Hasta la fecha, los estudios que se han realizado de la ecología de los macromicetos han sido limitados, y aún más aquellos estudios que ven los efectos de las variables ambientales sobre la fructificación (Núñez, 1996; Pinna *et al.*, 2010). En estudios recientes se ha encontrado que los hongos son altamente sensibles a la temporalidad ambiental y a cambios bruscos en las condiciones ambientales, teniendo un efecto directo en la presencia de sus esporomas, lo cual no solo se limita a los cambios de clima sino también a los cambios provocados por el humano en los ecosistemas terrestres (Kausserud *et al.*, 2012; Boddy *et al.*, 2014; Büntgen *et al.*, 2015; Gange *et al.*, 2017). Estos cambios son importantes dadas las funciones que realizan los hongos en el ecosistema, por lo que es crítico entender los efectos que tienen las variaciones climáticas y de sitio sobre las comunidades, desde los niveles tróficos más bajos, para conocer posibles cambios en las funciones del ecosistema. A su vez, es importante tener registro de los hongos para poder conocer su respuesta a las fluctuaciones del clima sobre su fisiología y en su distribución temporal y espacial (Boddy *et al.*, 2014). Estos estudios se enfocan en su mayoría en Europa y en Estados Unidos, es por lo que se deben ampliar a otras regiones del mundo.

En este trabajo se buscó dar seguimiento por primera vez al monitoreo de los macromicetos presentes en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, México. Este estudio comparo los resultados con un muestreo del 2014 para poder conocer a mayor profundidad la riqueza del sitio (Halme y Kotiaho, 2012) y a su vez probar hay un efecto del tiempo entre diferentes años de muestreo y hacer énfasis de la importancia de hacer monitoreos como un método para la determinación de estrategias de manejo.

Antecedentes

Bosques de *Abies* en México

Los bosques de *Abies* sp. son típicos de las zonas templadas subhúmedas de México (Rzedowski, 1978). Este tipo de bosque se caracteriza por ser perennifolio, alto, medianamente denso con algunas zonas abiertas (Santibáñez-Andrade, 2009). El bosque de *Abies* se encuentra en un gradiente altitudinal (2700-3500 m.s.n.m.), normalmente limitándose a regiones montañosas, en él prevalecen relieves accidentados, de clima templado húmedo, generalmente sobre suelos profundos, que a su vez se encuentran fraccionados por la geografía del país (Álvarez-Román, 2000; Santibáñez-Andrade, 2009).

En México los bosques de *Abies* presentan una composición de especies muy variable de una región a otra, incluso dentro del mismo bosque (Challenger, 1998). Esto se debe en gran medida a su compleja historia biogeográfica, las diferencias en los tipos de climas, la orientación y a las pendientes de las laderas, así como al tipo de suelo los ecosistemas y los microclimas que se generan dada esta misma variación. Dada la heterogeneidad ambiental, los bosques presentan cambios en la composición de la vegetación a manera de parches, que a su vez genera endemismos de especies (Challenger, 2003; Sánchez-González *et al.*, 2006; Santibáñez-Andrade, 2009). Dado que la mayoría de los estudios se han enfocado en especies arbóreas y herbáceas, se conoce más el caso de estos endemismos en este tipo de organismos, pero eso no excluye que la comunidad de hongos presentes en los bosques de *Abies* sp, presente altos endemismos. Los hongos en general se distribuyen según los patrones continentales de biogeografía (Roberts y Evans, 2011) por lo cual se esperarían especies de ambas regiones biogeográficas de México.

Según los trabajos de Guzmán (1977) y Rzedowski (1978) los bosques de *Abies* son de los más ricos en micobiota, de los cuales resalta la alta abundancia de los géneros *Amanita*, *Boletus*, *Clavariadelphus*, *Cortinarius*, *Geastrum*, *Gomphus*, *Hebeloma*, *Hohenbuehelia*, *Hellvela*, *Lactarius*, *Melanoleuca*, *Otidea*, *Phaeocollybia*, *Russula*, *Sarcosphaera*, *Tremella* y *Xerula*.

En estudios del bosque de *Abies religiosa* desde 1970 hasta 2007 se han reportado 433 especies de macromicetos en nuestro país; en estimaciones recientes se reporta que en el bosque de *Abies religiosa* de la Franja Volcánica Transmexicana podrían existir aproximadamente 800 especies de macromicetos y en la cuenca del río Magdalena (CRM) 328 posibles especies (Villarruel-Ordaz *et al.*, 2018).

Macromicetos de la cuenca del río Magdalena (CRM)

Los estudios que se han realizado hasta el momento de los macromicetos en la CRM comienzan con la investigación de Villarruel-Ordaz y Cifuentes-Blanco (2007). Reportan para toda la cuenca una diversidad de 309 morfoespecies, de las cuales 84 fueron determinadas a nivel de especie, siendo 25 de estas especies pertenecientes al bosque de *Abies religiosa*.

En el 2008, García-Morales realizó un estudio etnomicológico de la zona de la Magdalena Contreras, cuyo objetivo fue estudiar la comercialización de especies en la región, lo que permite apreciar la importancia de este recurso no maderable en la zona. Sin embargo, no incluye los temas de conservación de suelo ni la diversidad existente de los macromicetos específicos de los bosques de los alrededores de la ciudad. Pero nos

Guzmán-Ramírez (2016) realizó una evaluación de la relación existente entre la riqueza, abundancia y diversidad de hongos xilosaprobios y la humedad de suelo, densidad, volumen y su relación con los troncos del bosque de *Abies religiosa*. En este trabajo se registraron 2261 esporomas, correspondientes a 43 géneros, y solo 24 llegaron a identificarse a nivel de especie en el año 2013.

Tovar-Bustamante (2017), caracterizó la comunidad de macromicetos, así como su dinámica espacial y temporal, además del efecto del ambiente sobre los patrones de fructificación. Evaluó la composición, estructura y diversidad de estos hongos en el bosque de *Abies religiosa* de la CRM. En ese estudio, se registraron 5000 esporomas pertenecientes a 167 morfoespecies (ver anexo 1) y se reportaron nuevas especies no registradas previamente en esta localidad. Este trabajo buscó describir la ecología de los macromicetos presentes en la cuenca del río Magdalena, utilizando una metodología poco destructiva para la evaluación de la comunidad presente.

Justificación

El bosque de *Abies religiosa* de la CRM presenta una gran heterogeneidad ambiental y ecológica. Esta heterogeneidad genera diferencias en la composición de especies, estructura y función dentro del bosque. En parte, esto se debe a que están sujetos a continuos disturbios y cambios de origen antrópico, por lo cual, es de gran importancia estudiar los efectos de los factores ambientales y de perturbación sobre las comunidades biológicas, tanto espacial como temporalmente.

Se sabe que los macromicetos son un grupo de organismos que juegan un papel regulador de los ecosistemas, por lo cual es de gran importancia conocer los factores que afectan su funcionamiento y diversidad, así como el posible efecto de los disturbios antrópicos recurrentes sobre ellos. Al estudiar a la comunidad de los macromicetos bajo diferentes condiciones ambientales dentro de un mismo bosque es posible evaluar qué factores influyen en la diversidad, riqueza y abundancia de las diferentes especies. Por otro lado, se asume que este tipo de bosque es un buen modelo para el estudio de la diversidad de los macromicetos, debido a su cercanía con la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Previamente, se han realizado varios estudios de diversidad de este grupo de organismos en el bosque de *Abies religiosa*, pero a estos no se les ha dado continuidad. Por tanto, un monitoreo continuo en la zona de estudio puede brindar nueva información de las comunidades existentes en estos bosques. En este estudio se evalúa la comunidad de macromicetos en distintos sitios del bosque con el fin de describir diferencias en parámetros biológicos, como riqueza y diversidad, entre los sitios con diferencias ambientales y de perturbación. Se siguió una metodología poco destructiva, con el fin de no generar efectos sobre la dinámica de la comunidad, lo cual nos permitió conocer la riqueza y dominancia de las especies, los cambios en los atributos de la comunidad en el tiempo y su respuesta a diferentes variables ambientales. El conocer los cambios en la composición y riqueza a través de un monitoreo con datos estandarizados, podría permitir detectar modificaciones en los procesos ecosistémicos. Este estudio abre paso a generar información que a mediano o largo plazo y puede ser

útil para evaluar cambios en la comunidad de macromicetos, los cuales pueden revelar cambios en el ecosistema mismo. Este trabajo sería el primero de su tipo para la localidad, generando un antecedente del monitoreo ecológico de la comunidad de macromicetos en la cuenca del río Magdalena.

Objetivos

Objetivo general:

Evaluar cambios en la composición y la diversidad de los macromicetos como respuesta a la perturbación antropogénica y los cambios ambientales de tres sitios del bosque de *Abies religiosa* con condiciones diferentes y comparar los datos obtenidos con un muestreo previo, como parte de un monitoreo rutinario.

Objetivos particulares:

Conocer la composición, riqueza y diversidad de la comunidad de macromicetos, a través la presencia de esporomas en los sitios del bosque de *Abies religiosa*.

Relacionar la riqueza, la composición y la diversidad de algunas especies de macromicetos con variables ambientales y de perturbación antrópica en el bosque de *Abies religiosa* en la cuenca del río Magdalena.

Comparar los patrones de fructificación de los macromicetos en dos temporadas de lluvia, 2014 y 2017, con el fin de detectar cambios en la comunidad.

Hipótesis

Se sabe que la producción de los esporomas de los macromicetos está relacionada con las condiciones ambientales, como la temperatura, humedad de suelo y luz. En este estudio se espera encontrar un efecto de las condiciones ambientales presentes en los diferentes sitios sobre la diversidad, composición y abundancia de las especies. Además, se espera encontrar algunas condiciones de disturbio que afectan la disponibilidad de las especies presentes en un sitio representada por su abundancia y riqueza. Por lo tanto, se espera que:

- La diversidad, abundancia y riqueza de macromicetos será menor en sitios más perturbados en comparación con los sitios sujetos a una menor perturbación.
- Dado que las especies responden de manera diferencial a las condiciones de sitio, se espera que la perturbación modifique la estructura de la comunidad de macromicetos en el bosque de *Abies religiosa*.
- Al comparar los muestreos del 2014 con el 2017 se encontrarán diferencias significativas entre la abundancia de los años en las parcelas muestreadas, lo cual se deberá a los cambios en las variables ambientales, manteniendo la dominancia general de las especies de la comunidad de macromicetos en ambos muestreos.

Metodología

Área de estudio

La cuenca del río Magdalena (CRM) se localiza en la región suroccidental de la Ciudad de México, formando parte de la Eje Neovolcánico Transmexicano. (19°14'35'' y 19°17'53'' latitud norte y 99°15'06'' y 99°20'18'' longitud oeste). La cuenca abarca una extensión aproximadamente de 3 000 hectáreas (Cantoral *et al.*, 2009; Dobler, 2010). Presenta un relieve montañoso, con un gradiente altitudinal que va de 1 200 a 4 200 m.s.n.m. (Castillo-Agüero *et al.*, 2016). En los bosques de la CRM, según la clasificación de Köppen, modificada por García (1973), se presenta un clima que varía con la altitud de templado subhúmedo a semifrío (Álvarez-Román, 2000; Santibáñez-Andrade, 2009). La temporada de lluvias se presenta en verano con precipitación alta en julio. Presenta mínimos de 1 000 mm a máximos de 1 500 mm, conforme aumenta la altitud la precipitación también aumenta (García, 1973; Delgadillo-Durán, 2011). Los bosques de la CRM se presentan sobre roca ígnea extrusiva del Cenozoico (García, 1973). Sus suelos son relativamente jóvenes, la mayoría de tipo andosol húmico, aunque se presentan también otros tipos de andosoles mezclados con litosoles y feozem, los cuales están muy poco desarrollados y someros (Dobler, 2010). En la CRM existen tres comunidades vegetales principales; bosque de pino (*Pinus hartwegii*), bosque de oyamel (*Abies religiosa*), y bosque de encino (*Quercus* spp), los cuales se pueden observar en la Imagen 1 (Nava-López, 2003; Santibáñez-Andrade, 2009). Conocida también como “Parque de los Dinamos”, la CRM es una zona considerada como un remanente de vegetación de gran importancia dentro de la Ciudad de México (Álvarez-Román, 2000; Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Delgadillo-Durán, 2011).

Bosque de *Abies religiosa*

El bosque de oyamel (*Abies religiosa*) es el más amplio de la CRM, tiene una extensión de 1 130 ha cubriendo aproximadamente el 40% de la superficie de esta región (Álvarez Román, 2000; Galeana-Pizaña, 2008; Santibáñez-Andrade, 2009). Se encuentra en el gradiente altitudinal de 2 700 a 3 500 m.s.n.m. (Castillo-Agüero *et al.*, 2016). Es un bosque perennifolio y medianamente denso, aunque algunas zonas son abiertas (Santibáñez-Andrade, 2009). Este bosque tiene sitios de pendientes planas a inclinadas (0° a 50° de inclinación). La variación topográfica (orientación y pendiente) es la responsable de la formación de un mosaico ambiental (Santibáñez-Andrade, 2009). Presenta una temperatura media anual de 5-22°C (Delgadillo-Durán, 2011). Su suelo, andosol húmico, está compuesto por 20% de materia orgánica, es ácido (pH de 5.5) y tiene una profundidad de 10 a 40 cm (Castillo-Agüero *et al.*, 2016).

Determinación de sitios de estudio

Con base en los datos del estudio de Tovar-Bustamante (2017) en el bosque de *Abies religiosa*, se establecieron tres zonas con un gradiente ambiental. Los sitios, compuestos de 5 parcelas cada uno, se distribuyen por un gradiente altitudinal. Se integraron a estos sitios los datos de la evaluación del grado de perturbación, el cual se obtuvo mediante la evaluación de la distancia a los caminos más cercanos, evidencias de ganadería y agricultura, entre otros (especificados en la subsección de variables antrópicas), a partir de los cuales se determinaron las 15 parcelas.

Las parcelas se establecieron de 10×10m (100 m²), para el muestreo de época de lluvias (junio a noviembre) del 2017. Se registraron las coordenadas del sitio, su altitud y pendiente (Imagen 1).

Parcelas muestreadas en la CRM

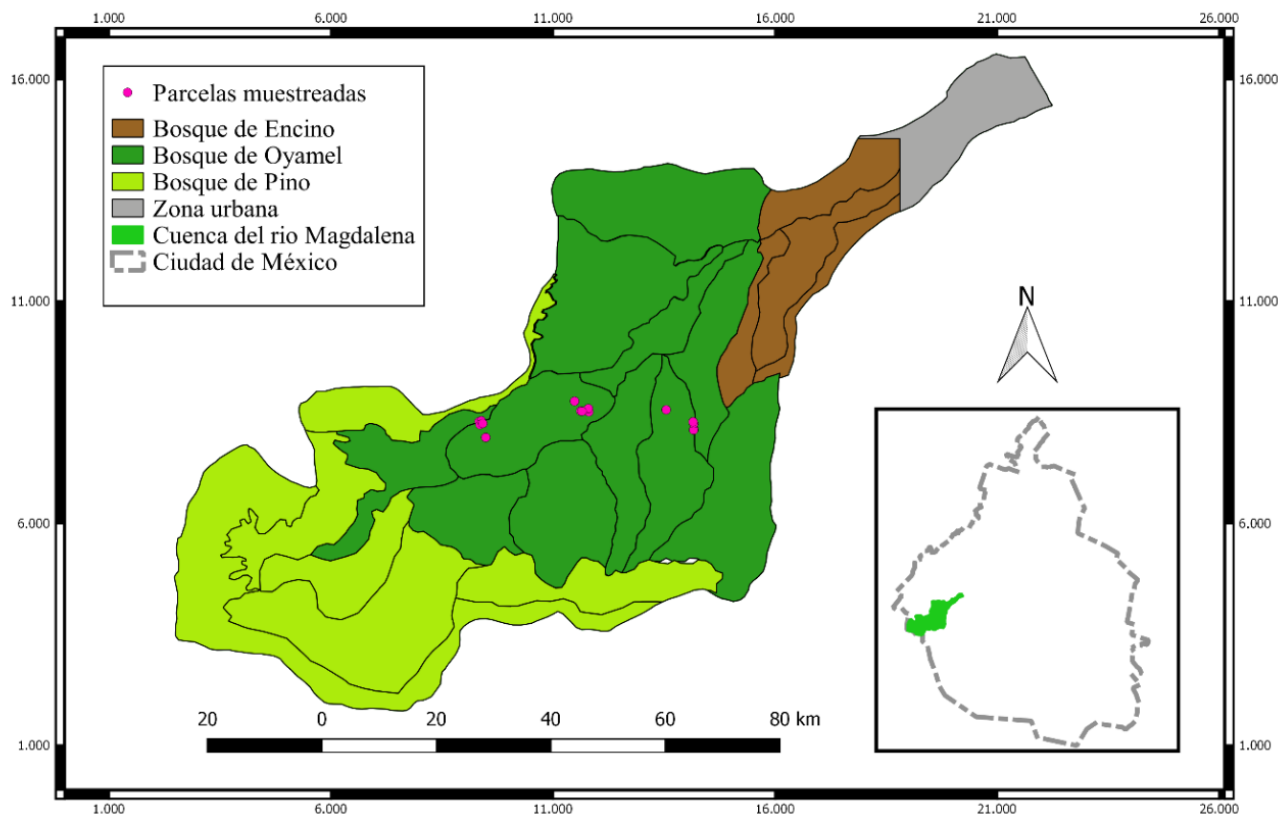


Imagen 1. Se muestra la ubicación de las parcelas del estudio y su ubicación dentro de la Ciudad de México. El mapa se elaboró utilizando el programa de QGIS 2.18

Variables ambientales

En cada una de las parcelas se tomaron las siguientes variables: apertura de dosel, humedad relativa, incidencia de luz y temperatura. Con el fin de cuantificar la luz que entra a través del dosel, se tomaron fotografías hemisféricas en todas las parcelas para calcular el factor de sitio global (FGS), a partir de la apertura del dosel. Para esto se usó una cámara Nikon (D80, EUA) con un lente ojo de pez (EX SIGMA 4.5 mm f/2.8 DC HSM, EUA). Las fotografías se tomaron a nivel del suelo en el centro de la parcela, orientando la cámara hacia el norte geográfico. Las fotografías hemisféricas se analizaron en el programa Gap Light Analyzer (versión 1999). Con el fin de tener datos de la temperatura (°C) y humedad relativa ambiental (HR%), en cada parcela se colocó un data logger (easy LogUSB-ONSET), el cual permaneció en la parcela de julio a noviembre del 2017 para registrar cada dos horas a nivel de suelo.

A su vez, se midieron algunas características del suelo de cada una de las parcelas. Estas consistieron en: humedad de suelo por mes, contenido de materia orgánica, pH, nitrógeno disponible, nitrógeno total, fósforo soluble y conductividad eléctrica. Al inicio de la temporada de lluvias se recolectaron 500 gr de suelo de cada parcela. Esta se mandó al Colegio de Postgraduados (COLPOS), Campus Montecillo, para hacer un análisis del suelo. Se calculó el porcentaje de materia orgánica a través del método de Walkley-Black. El nitrógeno total se obtuvo a través del método Kjeldahl, realizando una digestión con H₂SO₄ concentrado y posteriormente arrastre de vapor y una destilación, el nitrógeno disponible se estimó con estos datos. El fósforo soluble se obtuvo por el método de Olsen, el cual

realiza una colometría con azul de molibdeno. Además, se obtuvieron los valores de pH, y conductividad eléctrica.

Para medir el contenido de humedad del suelo se utilizó el método gravimétrico de Reynolds (1970). Se recolectó una muestra aleatoria del suelo (de aproximadamente 300 g) por parcela en cada visita. El suelo húmedo recolectado se pesó usando una balanza analítica. Posteriormente la muestra de suelo se colocó en un horno por 48 h a 50°C, se volvió a pesar y se calculó el contenido de humedad con la siguiente fórmula:

$$\text{Humedad de suelo} = \frac{\text{Peso de suelo húmedo}}{\text{Peso de suelo seco}} \times 100\%$$

Variables antrópicas

Para la evaluación de perturbación antrópica, las variables que se tomaron en cada parcela fueron: evidencias de agricultura, presencia de basura orgánica e inorgánica, la distancia a los caminos desde la parcela, deshierbe (chaponeo), presencia de evidencias de incendios, erosión del suelo y evidencia de presencia de ganado (heces, pisoteo (huellas), plantas con evidencia de ramoneo y densidad aparente del suelo). Las variables se evaluaron de acuerdo con el número de metros cuadrados con presencia de algún disturbio y se relativizaron en una escala del 1 al 100. En el caso de la distancia a los caminos, se obtuvo el inverso en metros cuadrados.

Variables bióticas

Se realizó un monitoreo de la diversidad de macromicetos de junio a noviembre del año 2017, con una visita mensual a cada parcela. Durante cada visita se cuantificaron e identificaron por morfoespecie, los esporomas encontrados. Las morfoespecies usadas corresponden al nivel taxonómico más bajo posible y se basaron en el estudio de Tovar-Bustamante (2017), con el fin de poder hacer una comparación entre los dos años de muestreo y agilizar la recolecta de datos. Se integraron los nuevos registros al listado de morfoespecies, registrando los caracteres necesarios para su identificación. Se buscó identificar los nuevos registros en campo, los cuales se respaldaron con fotografías para dejar los ejemplares y no interferir en los procesos ecológicos y así registrar la fenología sin interferir con los posibles resultados (Halme, *et al.*, 2012). Para cada morfoespecie se registró el sustrato en el cual fue encontrado (ya sea madera, suelo, humus o excremento), para conocer parte del papel ecológico que realiza cada especie. En el caso de algunas pocas especies que no se pudieron identificar, se realizaron recolectas para su posterior identificación en la colección de Macromicetos del herbario de la Facultad de Ciencias (FCME). Las fotografías de los esporomas se tomaron con una cámara Nikon (Coolpix W300), estas fotografías apoyaron la identificación de las especies de macromicetos.

Con el fin de estimar la biomasa producida por la comunidad de macromicetos se registró la cobertura de cada esporoma, siguiendo el método propuesto por Tóth y Feest (2007) y modificado por Tovar-Bustamante (2017). En el caso de los esporomas de dimensiones muy pequeñas (<1 cm), el conjunto a varios esporomas se consideró como una colonia, o en el caso de colonias de esporomas de gran número (n >30). Las coberturas se midieron con vernieres analíticos (de las marcas Mitutoyo Corporation y Sparkfun Electronics). Se tomaron los dos diámetros de los píleos de los esporomas. Este método se ejemplifica en la Imagen 2.

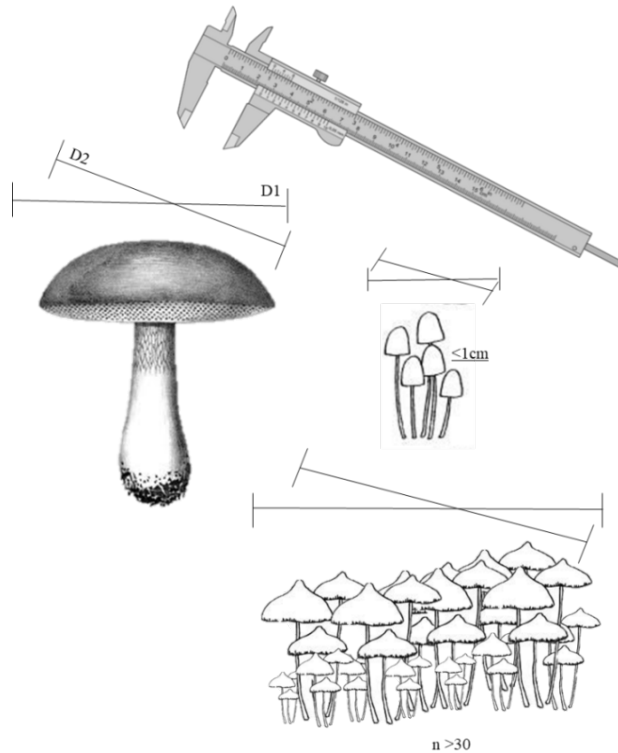


Imagen 2. Método de medición de la cobertura de los esporomas muestreados en campo (Tomado y editado de internet).

Trabajo de gabinete

Se construyó una base de datos con todos los registros de campo de los esporomas registrados (fecha, sitio, parcela, morfoespecie, cobertura, características extras para la identificación), de las condiciones ambientales de las parcelas (luz, temperatura, humedad ambiental, humedad del suelo, características químicas del suelo) y de las condiciones de perturbación antrópico (distancia a los caminos, restos de ganadería y agricultura, heces de ganado entre otros). Esta base se realizó en Microsoft Excel. Con esta base se logró la sistematización de todos los datos para su posterior análisis, además de facilitar la identificación de las especies. Las especies se lograron identificar al nivel más bajo posible con base en claves de identificación y los muestreos previos que se han realizado en el bosque de *Abies religiosa* de la CRM. Las morfoespecies fueron tratadas como especies para los análisis posteriores. Las formas de nutrición de las especies se obtuvieron por medio de una revisión bibliográfica.

Las fotografías que se tomaron de las morfoespecies se catalogaron según el morfo al que correspondían guardando a su vez la fecha de colecta, con el fin de apoyo a la identificación posterior y presentar una evidencia de su visualización. Las limitadas recolectas de ejemplares se registraron y se depositaron en la colección de Macromicetos del herbario de la Facultad de Ciencias (FCME).

Análisis de datos

Cobertura estimada, abundancia y riqueza

Se calculó la cobertura estimada de los esporomas a partir de la cobertura que se recopiló en campo con el fin de tener un valor aproximado de la biomasa. Esta se calculó a partir de la siguiente fórmula modificada de Mueller-Dombois y Ellenberg (1974):

$$C_j = \sum_{i=1}^n \frac{D1_{ji} * D2_{ji}}{2} * \pi$$

Dónde: C_j es la cobertura de la morfoespecie j y $D1_{ji}$ y $D2_{ji}$ los diámetros perpendiculares del píleo del esporoma i de la especie j .

En el caso de especies perennes se calculó los cambios de la cobertura en el tiempo, teniendo en cuenta que estas podían crecer, pero no estaban aportando a la producción de biomasa al contar todo el esporoma cada vez. Esto se logró viendo los cambios de las coberturas en el tiempo. Con los datos de la cobertura estimada se pudo obtener un estimado de los valores de producción de biomasa por parcela, sitio y total del muestreo.

Se elaboraron gráficas de la riqueza y abundancia de las morfoespecies, en las parcelas, sitios y en el bosque, con el fin de ver cambios de estos en el tiempo y así ver del comportamiento fenológico de la comunidad fúngica del bosque. Para visualizar los patrones de fructificación de los macromicetos, se graficaron los valores de la abundancia de los esporomas por sitio y parcela para ver el comportamiento espacio-temporal. Dado a que los datos de abundancia no son normales, se realizó la prueba estadística de Kruskal Wallis para ver si fue significativa la diferencia en la producción de esporomas, ejemplificada por la abundancia en los meses muestreados del 2017.

Curva de acumulación de especies

Se elaboró una curva de acumulación de especies según la metodología propuesta por Jiménez-Valverde y Hortal (2003), utilizando el programa de Estimate S (9.1.0) y Microsoft Excel (2013). Se consideró a las parcelas en las diferentes fechas como unidad de esfuerzo. Las gráficas generadas usaron el número de especies y la ecuación de Clench (1979) para la descripción de la curva.

$$y = \frac{(ax)}{1 + bx}$$

Dónde: x es el esfuerzo de muestreo y y son las especies observadas. El parámetro a indica la tasa de incremento de nuevas especies y b es un parámetro relacionado con la forma de la curva.

Diversidad beta

Whittaker (1960) define a la diversidad *beta* como la magnitud de cambio de la composición de especies en una comunidad, o el grado de diferenciación, en relación a su espacio (Koleff *et al.*, 2003). Por lo que entendemos que la diversidad *beta* nos sirve para ver el recambio de especies que hay entre sitios, dado a que en un ecosistema va variando la heterogeneidad en el paisaje (Moreno, 2001; Koleff *et al.*, 2003; Lov y González-Oreja 2012).

Utilizando el programa de PAST se calculó la diversidad *beta* por medio de la riqueza de las diferentes parcelas empleando la fórmula de Whittaker (1960):

$$\beta_w = \frac{a + b + c}{(2a + b + c) \div 2}$$

En donde a = número total de especies que se encuentran en ambas parcelas, b es el número total de especies que aparecen en la parcela vecina y c es el número de especies que aparecen en la parcela focal (Koleff *et al.*, 2003). Estos índices sirvieron con el fin de ver la disimilitud entre las parcelas, siendo que 1 equivale a parcelas completamente diferentes y 0 a parcelas idénticas en la riqueza de especies.

Con los resultados de la disimilitud de Whittaker (1960), se elaboró un mapa de calor (heat map) en R (versión 3.5.1) para expresar de forma visual las diferencias y reorganizar según el parecido de diversidad de las parcelas.

Valores de importancia

A partir de los datos de abundancia, riqueza y cobertura estimada, se calculó el valor de importancia para las morfoespecies por parcela. Estos datos se utilizaron para ver la importancia ecológica relativa de las especies en la comunidad (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Utilizando la adaptación de la siguiente fórmula:

$$VI = \text{Abundancia relativa} + \text{Cobertura relativa.}$$

En el valor de importancia de las especies a escala de parcela se tomó en cuenta la cobertura relativa y la abundancia relativa con un valor máximo de 200. La frecuencia relativa no se tomó en cuenta para calcular este índice debido a que no daría información aportada a la escala de parcela.

Identificación de grupos de especies

Con los valores de importancia de las especies en las parcelas, se realizó un análisis de conglomerados de dos vías (TWINSPAN) utilizando el método de Ward y el Índice de Jaccard con el fin de clasificar a las especies según su importancia en las parcelas. Se realizó un corte al 45% de la variación.

Para ordenar las especies según su importancia en las parcelas, se realizó un análisis de correspondencia con tendencia (DCA). Para ello se utilizaron los valores de importancia de las especies y se aplicó el coeficiente de similitud de Sørensen. Estos análisis se elaboraron con el programa PC ORD ver. 5.33.

Análisis de componentes principales

Se elaboró un análisis de componentes principales (PCA) con los factores ambientales en las parcelas, utilizando los datos recopilados a través de los meses. Esto mismo se hizo para las variables de disturbio antrópico. Estos análisis se elaboraron con el programa PC ORD ver. 5.33.

Análisis de correspondencia canónica

Con los valores de importancia de las especies y las variables ambientales, de suelo y de disturbio antrópico, se elaboraron análisis de correspondencia canónica (CCA), los cuales permitieron ver la influencia de los diferentes factores sobre las especies. Esto se realizó con el programa PC ORD ver. 5.33.

Comparación del 2014 y 2017

Se realizó una comparación de la riqueza y abundancia de los dos años con la información de los muestreos realizados en las parcelas compartidas (parcelas; P1S1, P2S1, P3S1, P4S1, P6S2, P7S2, P8S2 y P9S2). Se graficaron las abundancias de los dos muestreos para ver su relación con la precipitación, temperatura media y humedad del suelo con la abundancia de esporomas en los meses de estudio. Los datos de la temperatura y precipitación se encontraron en la página del Servicio meteorológico nacional. Las variaciones de las especies compartidas se pueden observar en el Anexo 3.

Con el objetivo de determinar si existen diferencias significativas entre la abundancia de los dos muestreos, se realizó una ANOVA de bloques para comparar el efecto de los meses, años y las parcelas. Se tomó la comunidad total presente en ambos años como la población, abundancia como la variable de respuesta, los meses como tratamiento, el año y parcela como factores de bloqueo. Se realizaron las pruebas estadísticas Post Hoc de Tukey y Fisher. Este análisis se elaboró utilizando el programa de Statistics ver. 8.0. Posteriormente se comprobaron los supuestos de la ANOVA por bloques los cuales se encuentran en el Anexo 4.

Para realizar una comparación en la riqueza de las parcelas compartidas en los dos años de muestreo, se obtuvieron los resultados de la diversidad *beta* de Whittaker (1960) para ver la disimilitud entre las parcelas en el tiempo. Los índices de diversidad se calcularon usando el programa de PAST.

Resultados

Se registraron un total de 6716 esporomas que corresponden a 138 morfoespecies en el 2017. El Cuadro 1 muestra la abundancia y riqueza en el tiempo del muestreo. En el anexo 2 se reporta el listado completo de las especies y géneros.

Cuadro 1. Resumen de la abundancia y riqueza de los macromicetos de todo el muestreo de 2017 del bosque de *Abies religiosa* de la CRM.

En la Figura 1 se observa que la curva de acumulación de especies se acerca a la asíntota, lo que implica que el esfuerzo para registrar nuevas especies, o en este caso morfoespecies, fue cada vez menor. La pendiente de la curva en el último punto del muestreo es un valor cercano a cero. Si bien, la pendiente presenta un valor bajo, la tasa de acumulación de especies es algo alta (33%).

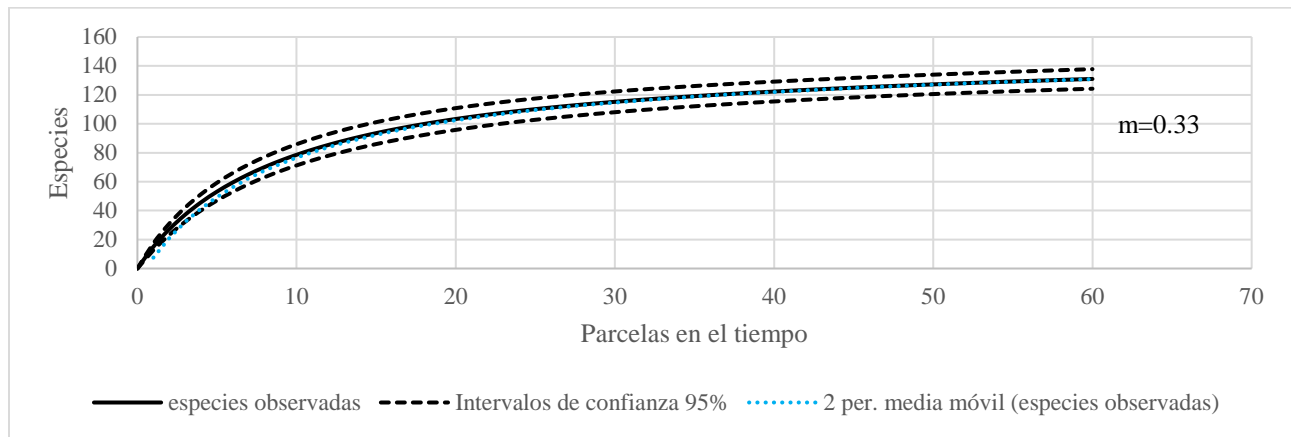


Figura.1 Curva de acumulación de especies de macromicetos del muestreo 2017 del bosque de *Abies religiosa* de la CRM.

Riqueza

Se encontró que el 82.39% de la riqueza de especies pertenecen a la división Basidiomycota y solo el 17.6% pertenece a la división Ascomycota. En la figura 2 se resume la representación de las familias de las especies que se encontraron. Existe un gran número de grupos que solo se ven representados por una morfoespecie, las cuales representan al 28% de las especies del muestreo. Cabe destacar los géneros *Inocybe* y *Mycena* (familia Inocybaceae y Mycenaceae), que aparte de tener una gran riqueza de especies, también fueron de los géneros con mayor abundancia en el muestreo. A su vez, destaca el 51% de las morfoespecies determinadas corresponden a especies saprobias, un 45% ectomicorrízicas y 4% parasitarias.

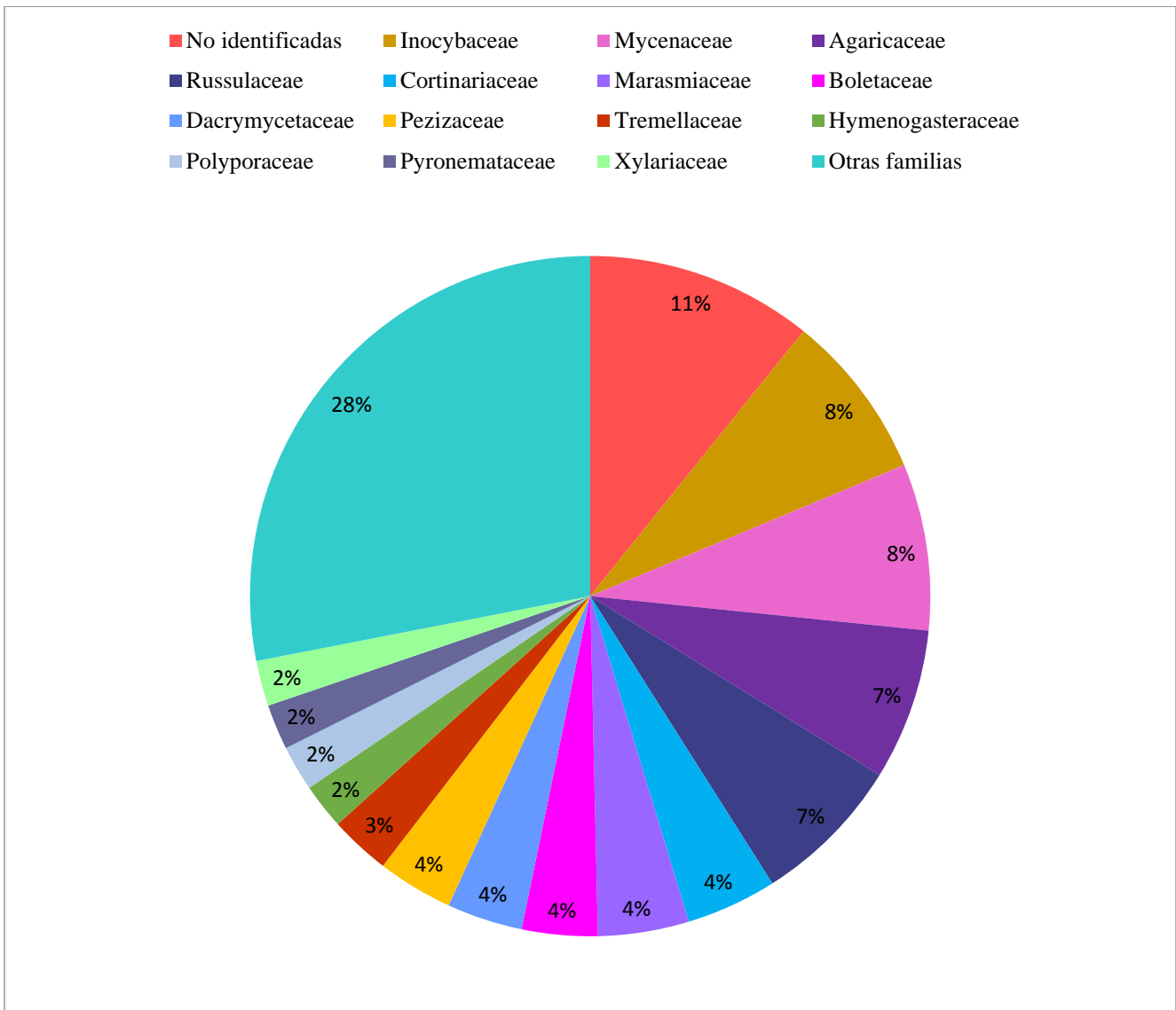


Figura 2. Riqueza de especies de familias de los esporomas encontrados en 2017 del bosque de *Abies religiosa* de la CRM.

Es importante mencionar que se hallaron algunas especies y géneros que no habían sido previamente descritas para el bosque de *Abies religiosa* de la CRM, tales como; *Sphaerobolus stellatus*, *Peziza violacea*, *Favolaschia roldana*, *Exidia nigricans*, *Tomentella sp.* y dos especies diferentes del género *Hypoxyton*.

Dinámica de la riqueza

El número de especies presentes varió en el tiempo. Esto lo podemos ver expresado en las figuras 3, 4 y 5, en las cuales se observa un incremento de la riqueza en los meses de mayor precipitación. El mes con mayor riqueza de morfoespecies fue septiembre, mientras que el menor fue de junio. Encontramos que las parcelas del sitio 3 son las que presentaron mayor riqueza de especies. En cuanto al sitio 2, todas las parcelas presentaron su mayor número de esporomas en el mes de agosto. Se encontró que el sitio 1 presenta mayor variación en la presencia de esporomas.

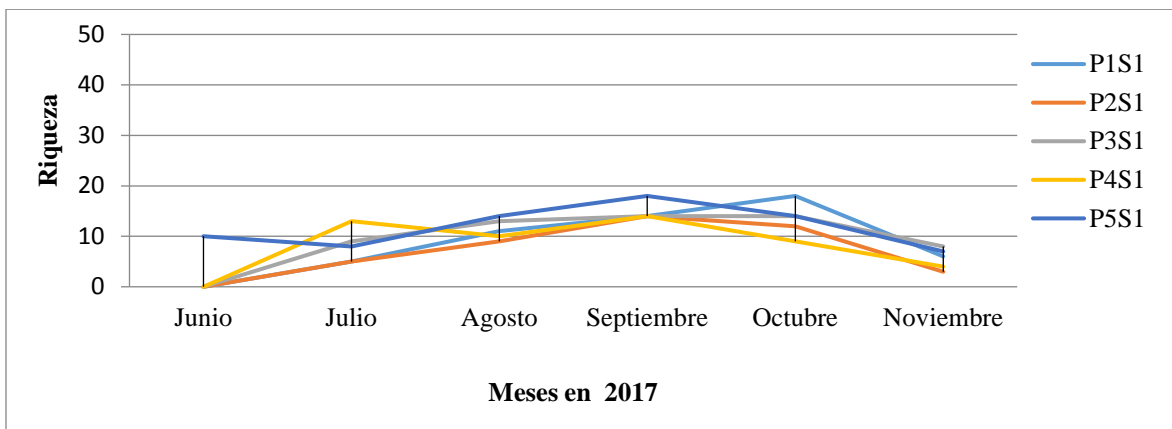


Figura 3. Riqueza a través del tiempo en el sitio 1.

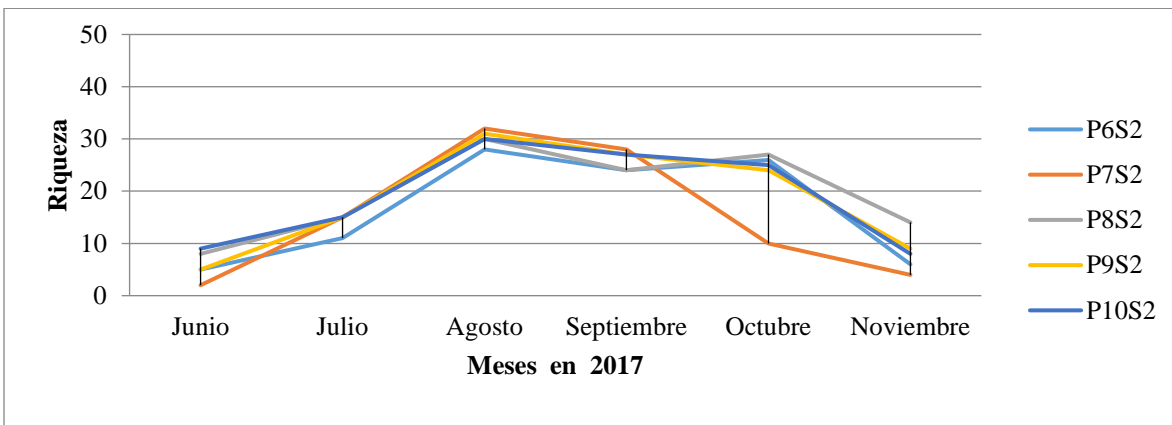


Figura 4. Riqueza a través del tiempo en el sitio 2.

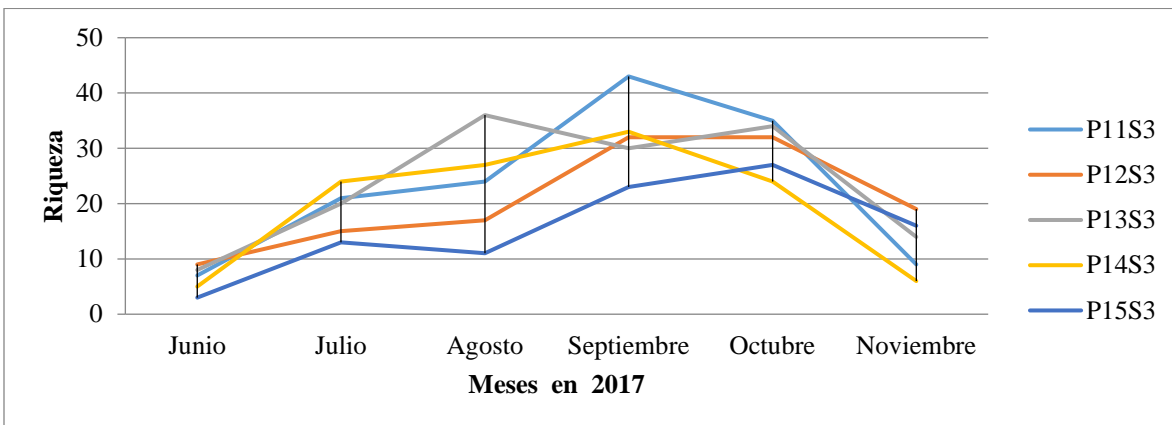


Figura 5. Riqueza a través del tiempo en el sitio 3.

Abundancia

La cantidad de esporomas de las morfoespecies cambió en el tiempo. Esto se demostró a través de la prueba estadística de Krustal Wallis. A partir de esta, se evaluó las abundancias de los esporomas conforme los meses. Se obtuvo un valor de $p < 0.005$, lo que nos indica que las diferencias en el tiempo no se debieron meramente al azar.

En la figura 6 observamos los datos de abundancia del muestreo realizado en el 2017 con respecto a las condiciones ambientales. Se distingue que la aparición de los esporomas se encuentra relacionada con

los cambios en la humedad de suelo, la cual está directamente relacionada con la precipitación; en cambio, no se observa una relación clara de los esporomas con la temperatura.

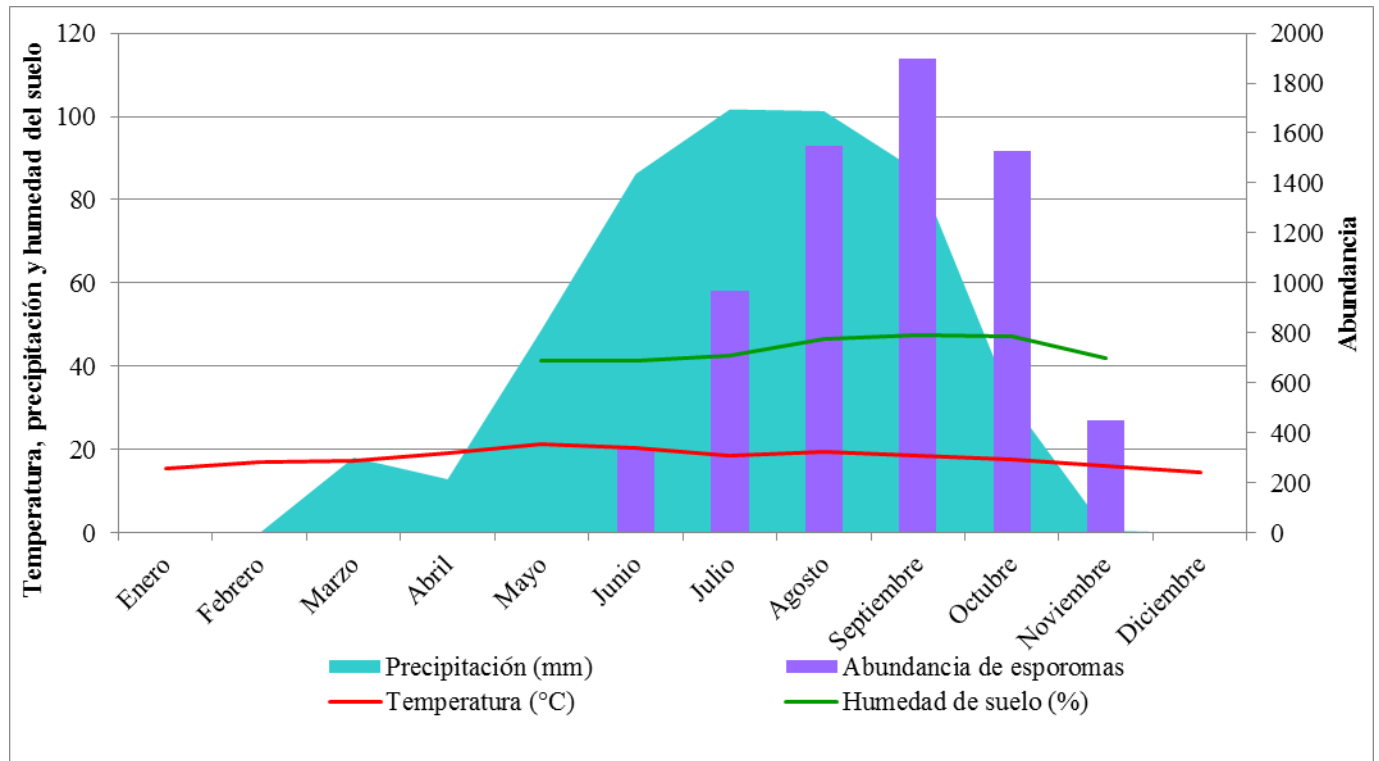


Figura 6. Dinámica de la abundancia de esporomas con relación a la temperatura y precipitación anual del Servicio meteorológico nacional y los datos de humedad del suelo en el muestreo.

Dinámica de la abundancia

Se observó una diferencia entre la abundancia de esporomas encontradas en los tres sitios. Se logró apreciar la diferencia en la producción de los esporomas de las parcelas en el sitio 1 en comparación con las parcelas de los sitios 2 y 3, lo cual se ve respaldado en la figura 7. En los tres sitios la mayor abundancia de esporomas se presenta en los meses de mayor precipitación (agosto y septiembre). En las figuras 8, 9 y 10 se observa que ninguno de los sitios parece mantener una producción de esporomas constante y no se observa un patrón claro de la abundancia, a diferencia de lo que ocurre con la riqueza.

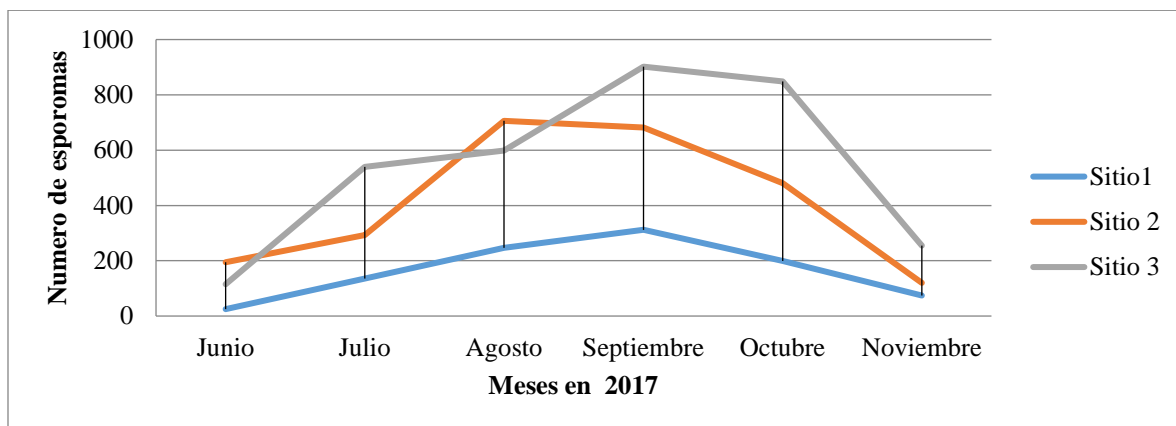


Figura 7. Abundancia través del tiempo en los sitios muestreados.

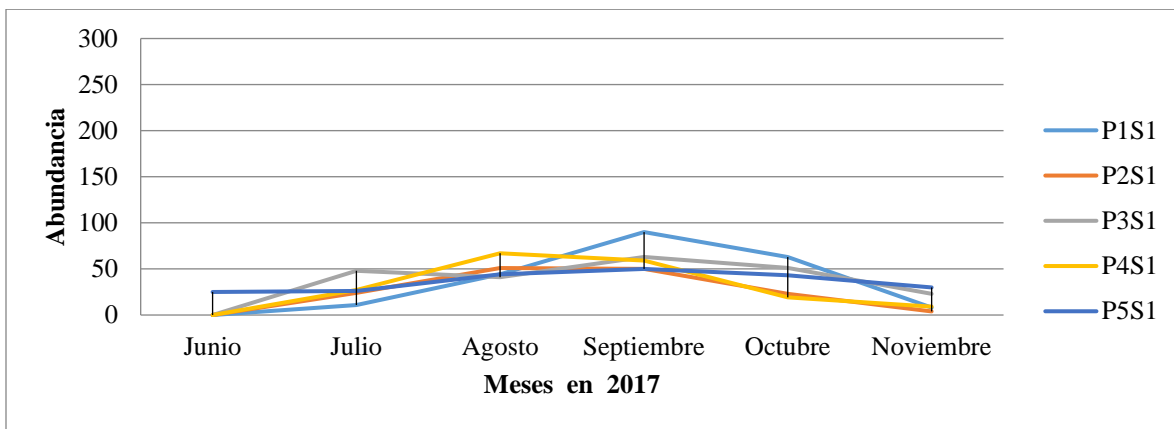


Figura 8. Riqueza a través del tiempo en el sitio 1.

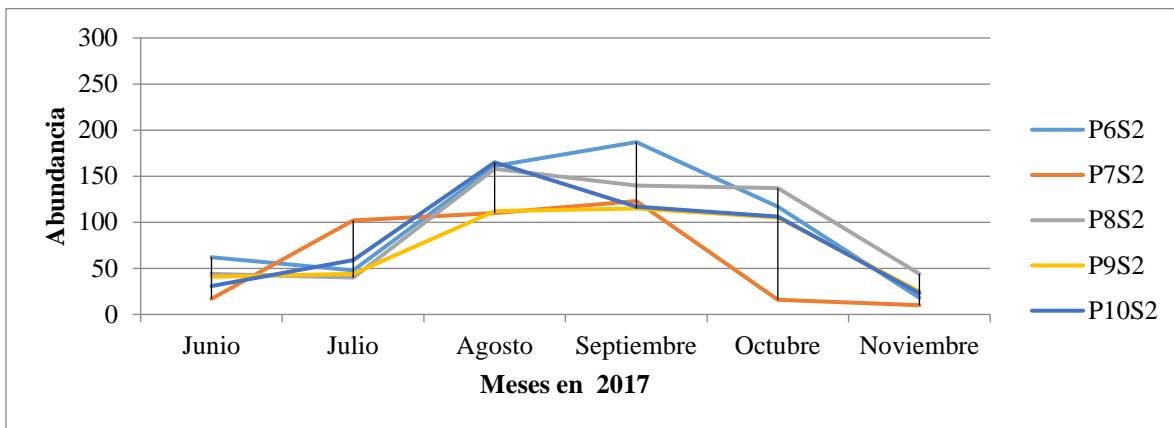


Figura 9. Riqueza a través del tiempo en el sitio 2.

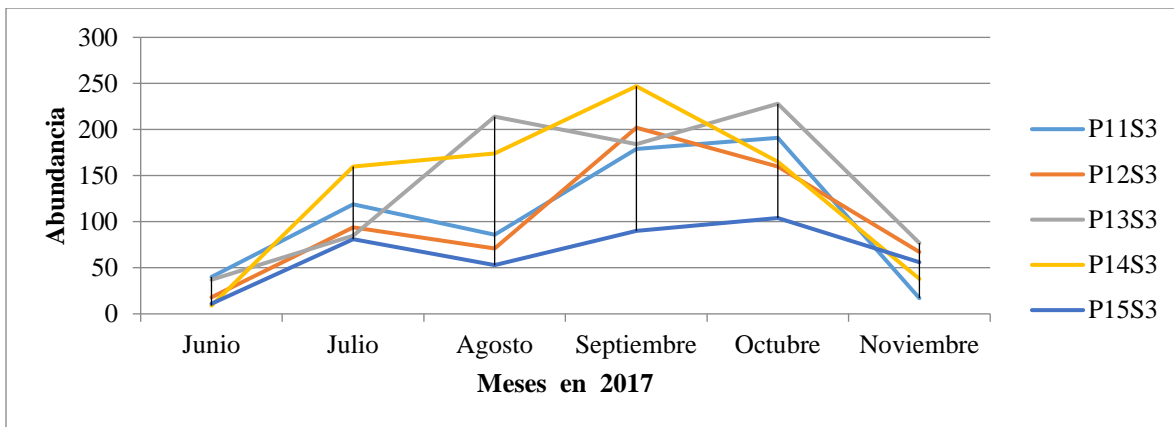


Figura 10. Riqueza a través del tiempo en el sitio 3.

Diversidad beta

Los valores de los índices disimilitud de Whittaker (1960), los cuales podemos observar en la figura 11, nos permiten ver la variación en la composición de especies de las parcelas y sitios. Se observó una clara distinción entre las parcelas del sitio 1 y las de los otros dos sitios (2 y 3). Además, cabe destacar que las parcelas que conforman al sitio 1 son muy disimilares entre sí. A su vez, los resultados de los índices de disimilitud de las parcelas del sitio 3 son bastante similares entre sí en cuanto a la

composición de especies y, por otro lado, también son medianamente parecidos a las parcelas del sitio 2.

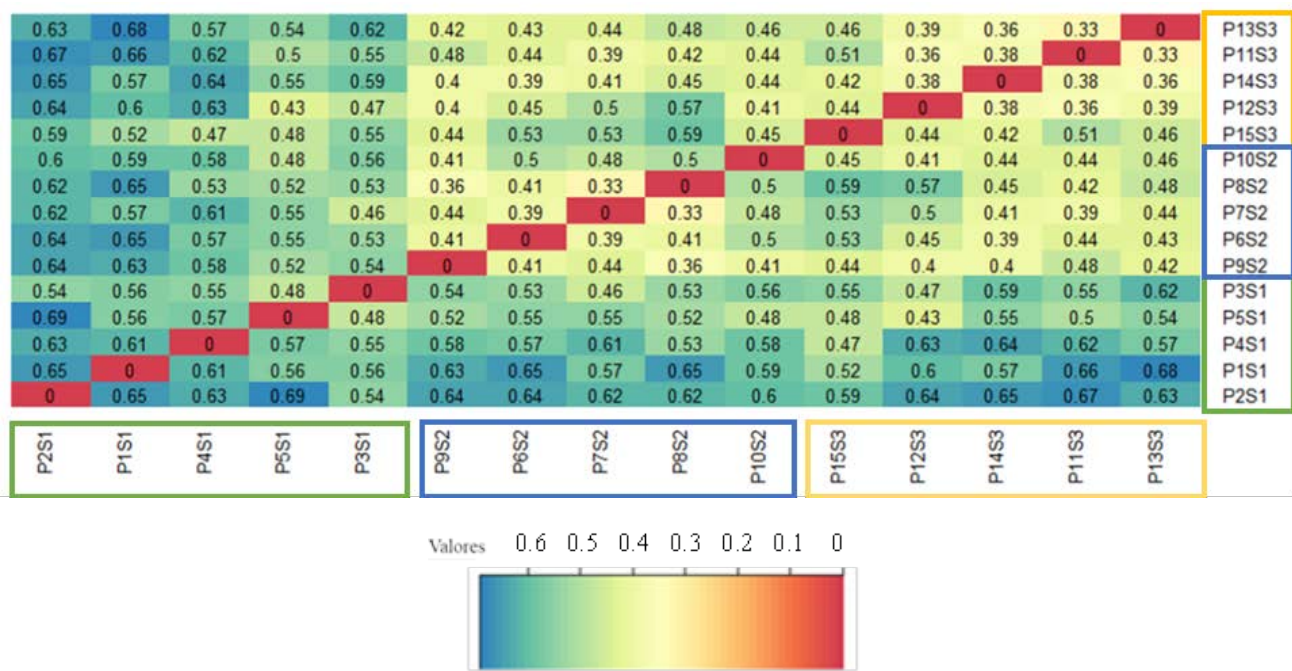


Figura 11. Mapa de calor de los índices de diversidad *beta* de Whittaker. Verde-parcelas del sitio 1, azul-parcelas del sitio 2 y amarillo-parcelas del sitio 3.

Variables ambientales y antrópicas

Los análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales (figura 12) y de disturbio antrópico (figura 13), muestran los factores que tienen mayor influencia sobre las parcelas y, a su vez, sobre los sitios.

En la figura 12 observamos las variables ambientales. En el lado izquierdo se agrupan las parcelas del sitio 1, las cuales presentan una relación positiva de la altitud, humedad de suelo, nitrógeno total, materia orgánica y conductividad eléctrica. Las parcelas que conforman a los sitios 2 y 3 se agrupan de lado derecho, presentan una mayor influencia positiva de las variables como temperatura, pH, fósforo y la incidencia de luz.

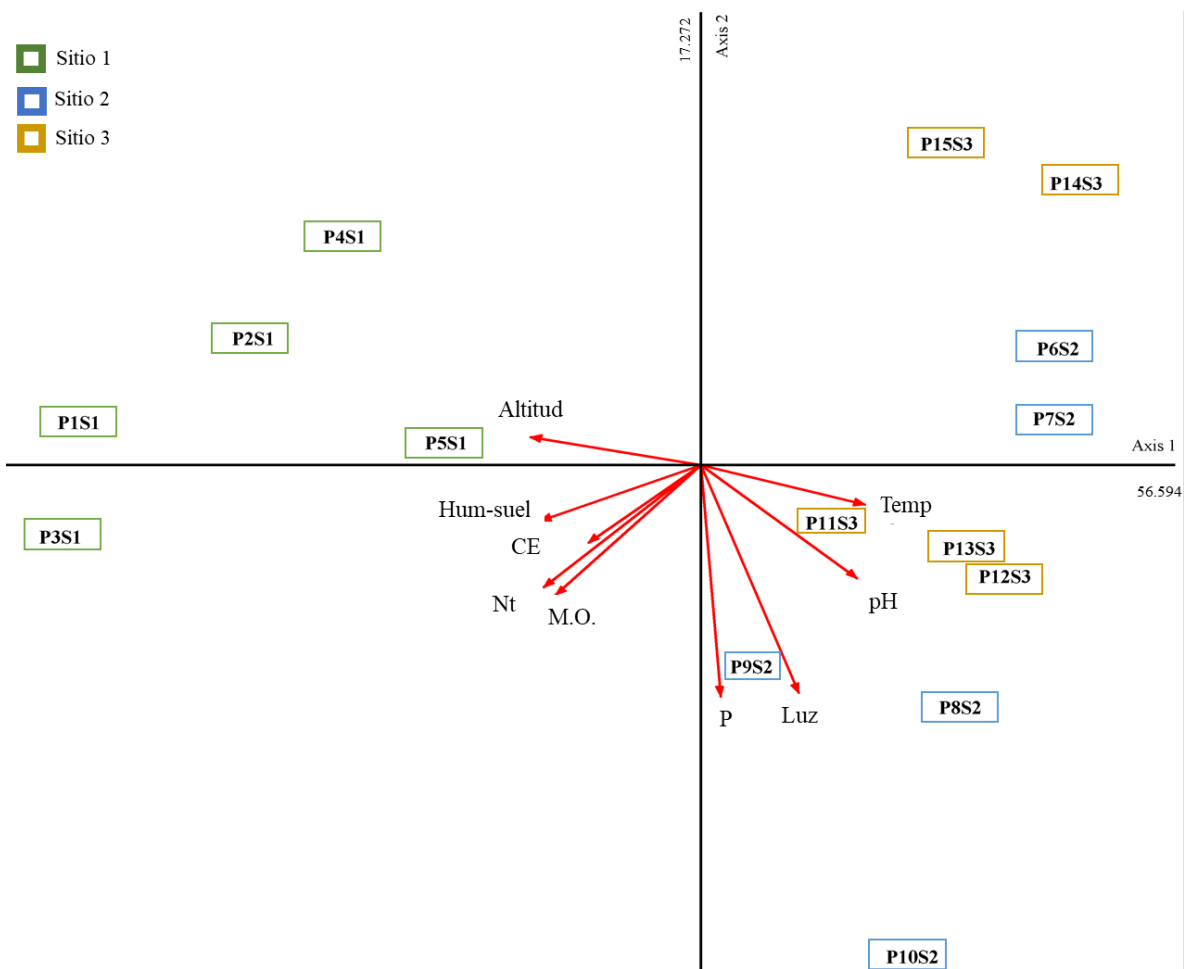


Figura 12. Análisis de componentes principales de los datos ambientales en las parcelas. Utilizando el programa PCORD v5.33. En verde se marcan las parcelas del sitio 1, en azul las parcelas del sitio 2 y en amarillo las parcelas del sitio 3. En el caso de las variables; Altitud=altitud, CE=conductividad eléctrica del suelo, Hum-suelo= promedio de la humedad del suelo, M.O.= materia orgánica del suelo, Nt=nitrógeno total del suelo, P= fósforo del suelo, pH= potencial de hidrógeno del suelo, Temp=temperatura.

En la figura 13 observamos la influencia de los factores de disturbio antrópico sobre las parcelas muestreadas. En el análisis de componentes principales se observa que algunas parcelas se comportan como valores extremos, este sería el caso de la parcela 5 de sitio 1 (P5S1) y parcela 12 del sitio 3 (P12S3); esto se debe a las grandes diferencias que esta parcela presenta en comparación a las otras. También encontramos que las parcelas que conforman los diferentes sitios se encuentran separadas entre sí en el espacio gráfico, eso se debe a que las parcelas presentan diferentes grados de perturbación o que el nivel de influencia de las variables medidas juegan un papel diferente sobre cada una de ellas.

En los ejes de variación se observan las diferentes variables que se evaluaron; vemos que en la esquina inferior derecha se agrupan los factores que se relacionan con las actividades ganaderas; estas incluyen de manera positiva con las parcelas P6S2, P4S1, P7S2, P8S2, P15S3 Y P2S1. En cambio, las variables de actividad ganadera tienen una relación negativa con las parcelas P3S1, P10S2, P14S3 y P12S3. Estas presentan una relación positiva con las evidencias de basura orgánica. Se logra apreciar que el valor extremo de P5S1 se ve influenciado por un gran número de variables (evidencias de incendios, la distancia a los caminos, la erosión del suelo, las evidencias de excretas y la basura orgánica), apartándola por completo de las otras parcelas.

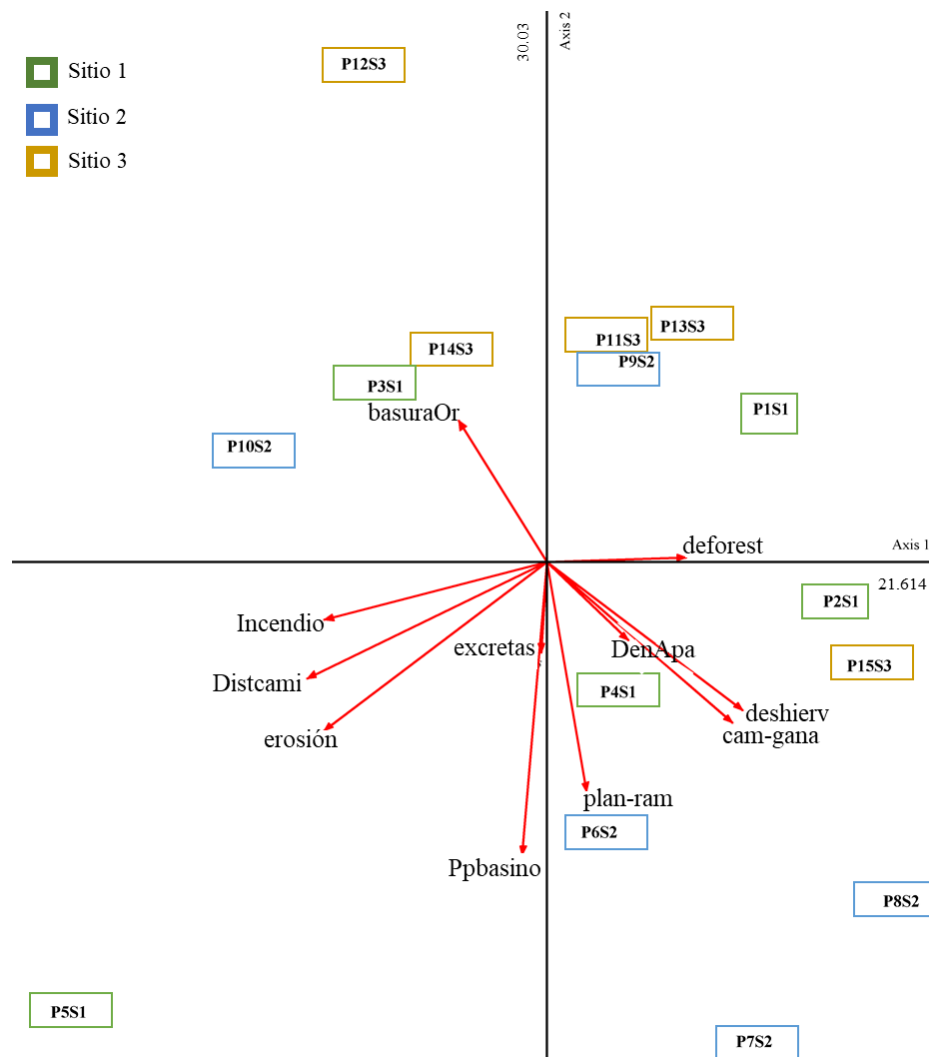


Figura 13. Análisis de componentes principales de los datos antrópicos en las parcelas. En verde se marcan las parcelas del sitio 1, en azul las parcelas del sitio 2 y en amarillo las parcelas del sitio 3. baruraOr= basura orgánica, cam-gana= evidencias de camino de ganado, deforest=deforestación, Den-Apa= densidad aparente del suelo (compactación), deshierv= deshierbe (chaponeo), Distcami=distancia a los caminos, erosión= erosión del suelo, excretas= evidencias de excretas de ganadería, incendio= evidencias de incendios, plan-ram=plantas ramoneadas, Ppbasino=basura inorgánica. Utilizando el programa PCORD v5.33

Grupos de especies

Realizando el análisis de conglomerados de dos vías de especies se delimitaron ocho grupos de especies relativamente homogéneos (figura 14). Estos grupos se formaron según los diferentes valores de importancia de las especies en las parcelas muestreadas. También podemos ver que nos agrupa las parcelas del sitio 1 y mezcla las parcelas del sitio 2 y 3.

Se generaron grupos diferentes según sus valores de importancia en las parcelas. Algunos grupos de especies (1, 2, 5, 7) presentan especies de amplia distribución en las parcelas. En el caso de los grupos (3, 4, 6, 8) aparentan ser casi exclusivas o tener las especies un valor mucho más importante en algunas de las parcelas que en otros.

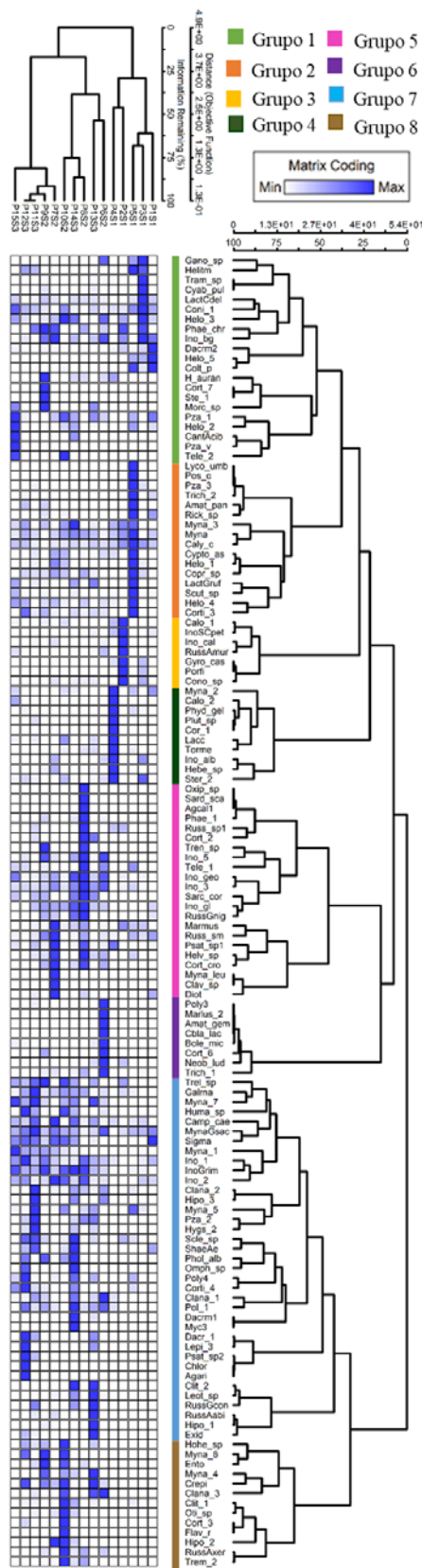


Figura 14. Cluster de dos vías utilizando el índice de Jaccard y el método de Ward, ocupando los valores de importancia de las especies. Utilizando el programa PCORD v5.33

El análisis de correspondencia con tendencia (figura 15) nos permite observar los grupos de especies y cómo se distribuyen espacialmente. Se observa que se separan las parcelas en el espacio, donde el sitio 1 se agrupa del lado derecho, y las parcelas de los sitios 2 y 3 se agrupan juntas del lado izquierdo. Se observa los grupos de especies que se determinaron por medio del análisis de conglomerados de dos vías los cuales muestran patrones en su distribución diferentes, algunas de las cuales tienen una distribución amplia entre las parcelas. Este es el caso del grupo 1, el cual se distribuye hacia el lado positivo del primer eje de variación. El caso del grupo 7 nos muestra una distribución homogénea entre los sitios 2 y 3, respondiendo al lado negativo del primer eje de variación. Por otro lado podemos observar grupos de especies que se distribuyen de una forma más restringida al espacio. Este es el caso del grupo 4 que se limita a la región cercana de las parcelas del sitio 1, al igual que el grupo 2 y 3.

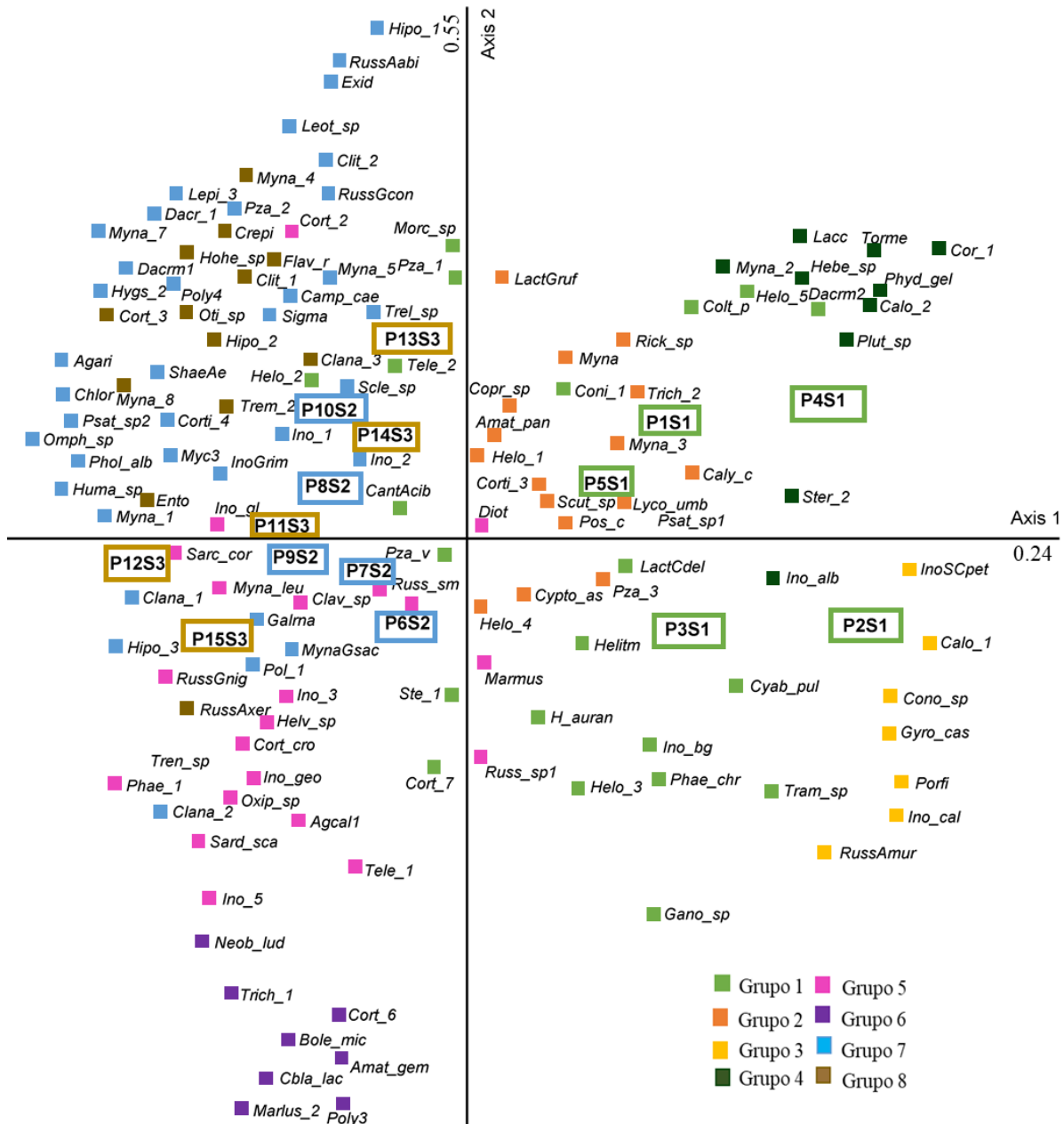


Figura 15. DCA obtenido con los valores de importancia de las especies. En verde se marcan las parcelas del sitio 1, en azul las parcelas del sitio 2 y en amarillo las parcelas del sitio 3. Utilizando el programa PCORD v5.33

Dado que los grupos de especies que se formaron en estos análisis varían tanto en abundancias y en riqueza de especies. Como se observa en la gráfica de la figura 16 el patrón de producción de esporomas de los diferentes grupos. En esta vemos que no aparenta haber diferencias en los patrones de fructificación. Cabe destacar que la mayoría de las especies presentan picos en su abundancia en los meses de agosto, septiembre y octubre. Estos datos son relativizados y son afectados por la dominancia de especies. Se encontraron diferencias significativas al realizar la prueba estadística de Kruskal Wallis de las abundancias de los esporomas entre los grupos ($p < 0.005$). Por lo cual al menos uno de los grupos de especies es diferente a los otros por las abundancias que presenta, aunque no se sabe si esto se debe a la riqueza de especies que presenta a cada grupo o que haya una diferencia de la producción de esporomas del grupo.

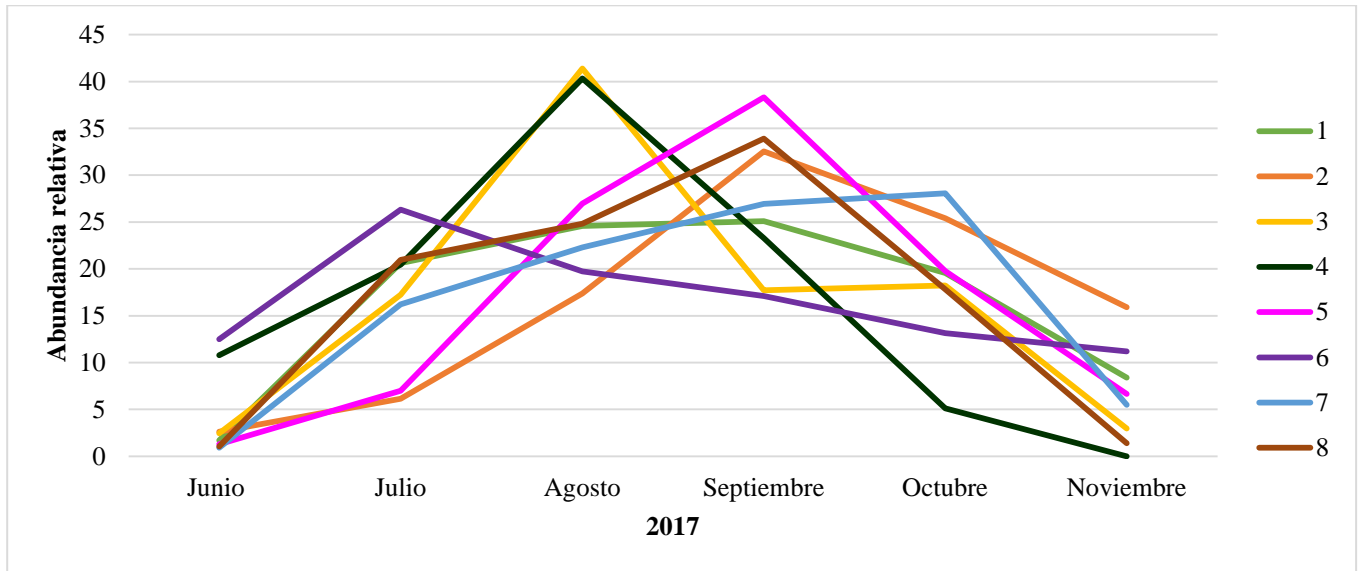


Figura 16. Patrones de fructificación relativizado de los grupos de especies encontradas en el muestreo

A su vez se generó la figura 17, la cual desglosa como se componen los grupos de especies según el sustrato en el que se encontraron. En la figura podemos observar una distribución parecida en los diferentes grupos de especies terrícolas y lignícolas. La gran mayoría de los grupos tiene una proporción bastante baja de las especies humícolas.

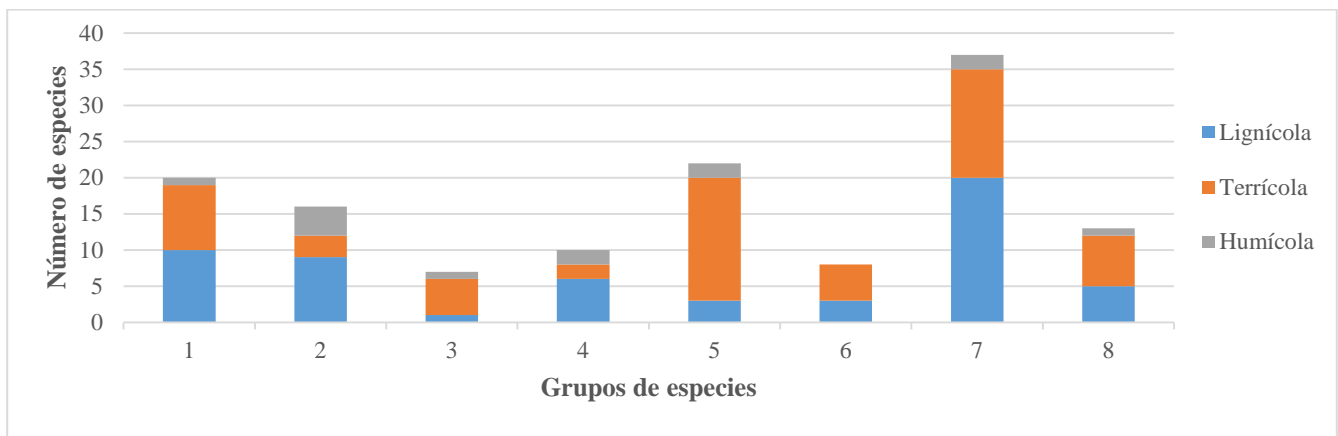


Figura 17. Sustrato en el que habitan las especies que componen los diferentes grupos de especies formados

Otra característica importante para evaluar de las especies de macromicetos es la función que realizan en el ecosistema, ya sea cómo parásitas, saprobias o ectomicorrízicas. En la figura 18 observamos la proporción de las especies de cada grupo que tienen alguno de estos métodos de obtención de energía.

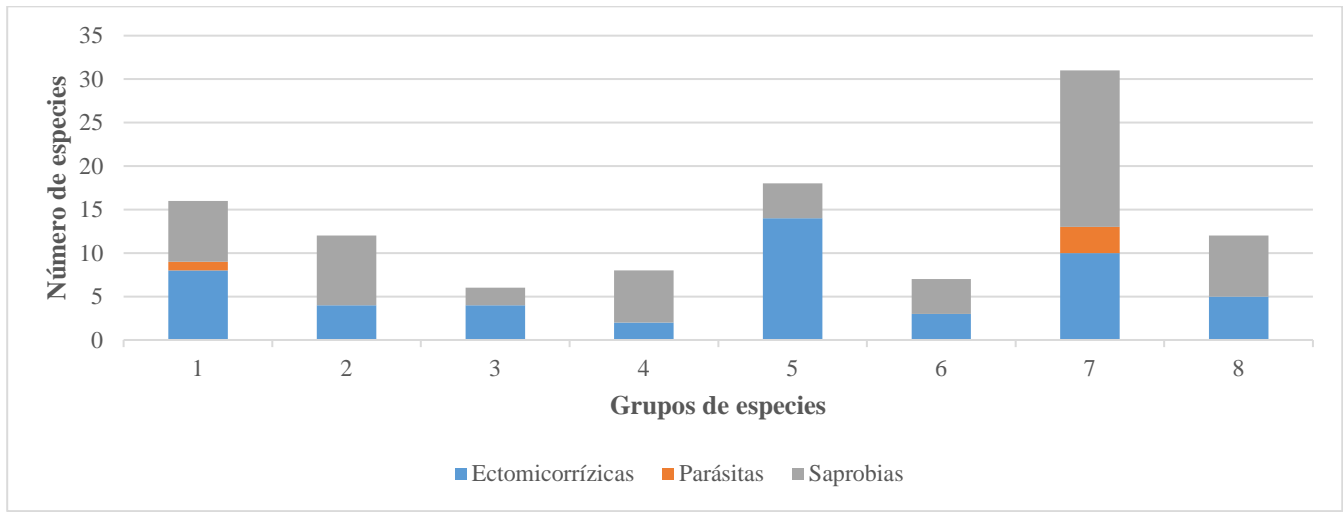


Figura 18. Modo de obtención de energía de las especies que componen los diferentes grupos de especies formados

Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Las siguientes figuras corresponden a los resultados del análisis de correspondencia canónica en las cuales se observa el nivel de influencia de los factores externos (ambientales, características del suelo y de disturbio antrópico) sobre las especies, las cuales podemos observar bajo los grupos de especies determinados.

En la figura 19 observamos los resultados que se obtuvieron del análisis de correspondencia canónica de las variables ambientales del sitio con respecto a las especies y parcelas. En ella observamos cómo se agrupan las especies según los grupos previamente formados en análisis de conglomerados de dos vías. En ella podemos observar que los grupos 1 y 2 presentan una amplia distribución dentro de los ejes de variación, no responden de forma clara a la variación de las variables evaluadas en este análisis. Un grupo que cabe destacar es el grupo 7 la cual encontramos delimitada al lado derecho del primer eje de variación, se observa que el grupo aparenta estar influenciado de manera positiva por la temperatura y en menor medida por la luz. El grupo 8 está relacionado de manera negativa con la altitud, pendiente, orientación y la apertura del dosel. Los grupos 3 y 4 presentan una relación positiva con la apertura del dosel. En el caso del grupo 5 la gran mayoría de las especies que conforman al grupo se encuentran relacionadas positivamente con a luz, aunque existen algunas cuantas que se salen de esta tendencia.

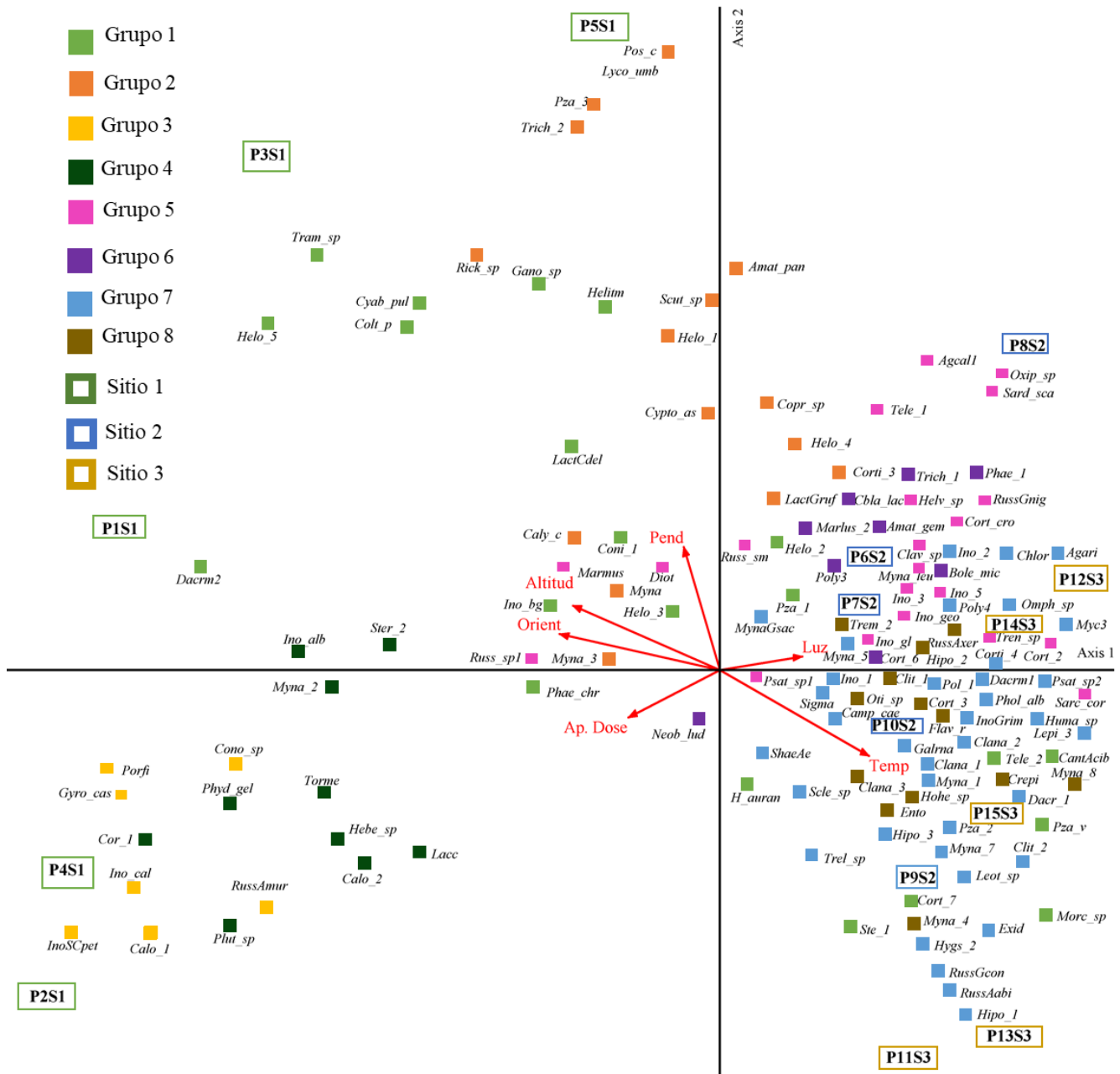


Figura 19. CCA de los valores de importancia de las especies con respecto a las variables ambientales. Altitud= altitud, Ap. Dose= apertura del dosel, Luz= incidencia de luz, Orient= orientación de la parcela, Pend= pendiente, Temp= temperatura. Valor de p de 0.001. Utilizando el programa PCORD v5.33

En el análisis de correspondencia canónica de las variables del suelo (figura 20) observamos cómo se agrupan las especies con relación a estas variables. En este análisis hay algunas parcelas que actúan más como valores extremos dentro del análisis, este sería el caso de las parcelas P3S1, P5S1, P6S2, estas parcelas dadas sus características del suelo desvían los datos.

A partir de este análisis podemos apreciar que las variables que presentan mayor influencia y determinan el análisis son el pH y la humedad del suelo. Se observa una cercanía entre las especies asemejándose a los ensambles de especies previamente determinados en función a estas dos variables. Del lado izquierdo apreciamos los grupos que presentan una relación positiva con el pH, siendo los

La figura 21 nos muestra el análisis que se realizó para evaluar la influencia de los factores de disturbio antropogénico evaluados. Al igual que en los análisis canónicos anteriores vemos una distribución aleatoria de las especies que componen al grupo 1 y 2, aunque los dos aparentan tener una relación con la basura orgánica, la distancia a los caminos y la deforestación, teniendo una relación negativa con la compactación del suelo. Se observa la influencia positiva del deshierbe y las excretas sobre los grupos 3 y 6, grupos que presentan una distribución restringida. El grupo 5 y 8 tienen una relación positiva con la compactación del suelo, esto también es cierto para el grupo 7 pero su distribución parece también estar relacionada con la presencia de basura orgánica. A diferencia de otros de los CCA el grupo 4 se separa un poco más de lo que se ha podido observar, este se relaciona con la deforestación, excretas y deshierbe.

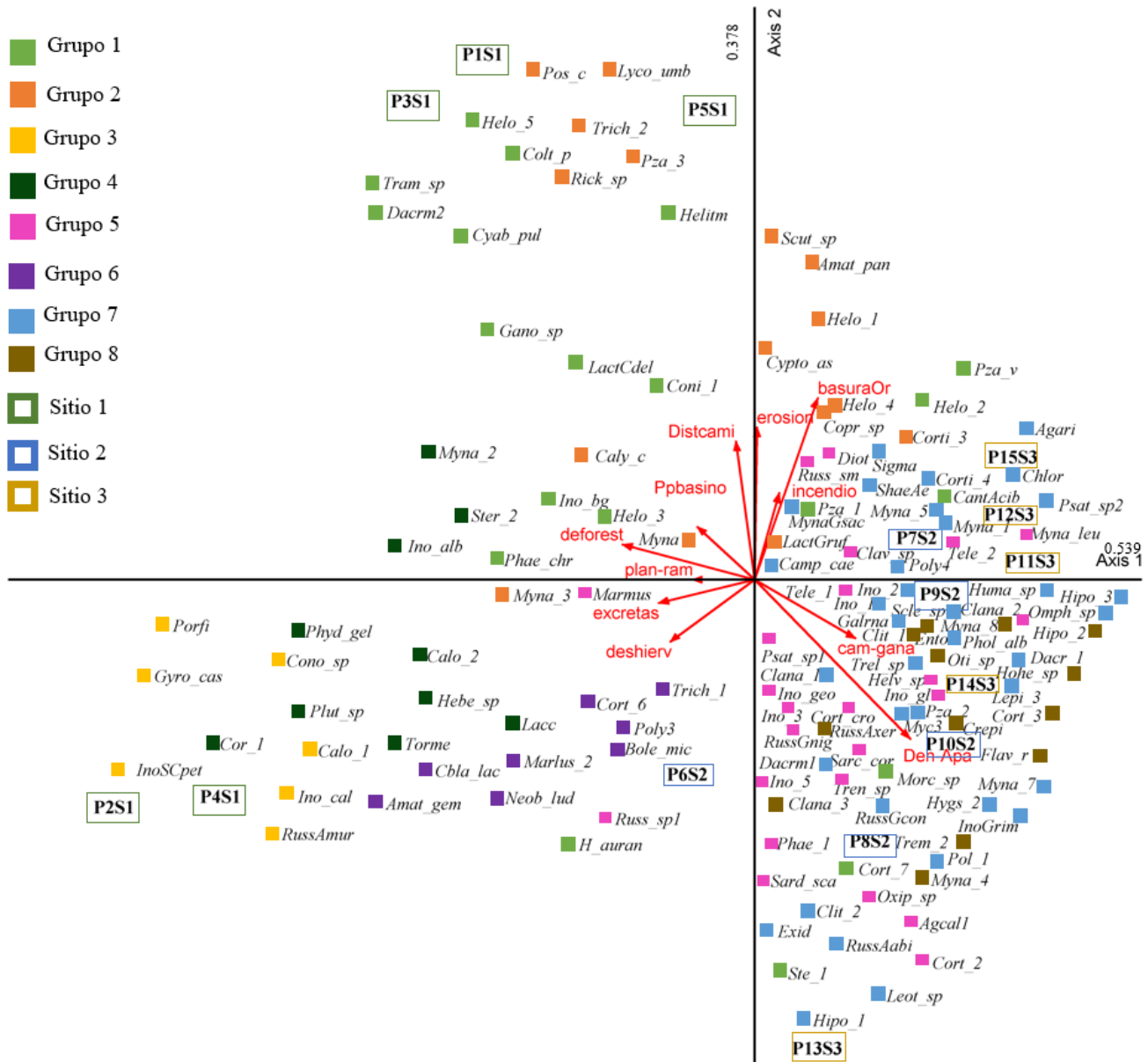


Figura 21. CCA de los valores de importancia de las especies con respecto a las variables de disturbio antrópico. basuraOr= basura orgánica, cam-gana= evidencias de camino de ganado, deforest= deforestación, Den-Apa= densidad aparente del suelo (compactación), deshierv= deshierbe (chaponeo), Distcami= distancia a los caminos, erosión= erosión del suelo, excretas= evidencias de excretas de ganadería, incendio= evidencias de incendios, plan-ram= plantas ramoneadas, Ppbasino= basura inorgánica. Valor de p de 0.001. Utilizando el programa PCORD v5.33

A partir de lo observado de las variables medidas y su efecto en los macromicetos es necesario sintetizar los efectos de estos sobre los grupos de especies formados. El grupo 1 presentó una riqueza de 21 especies. Presentó una distribución amplia en el espacio gráfico sin una relación clara con la mayoría de las variables, aunque algunas de sus especies se ven relacionadas de forma positiva con la basura inorgánica y la deforestación, así como una relación negativa con la densidad aparente del suelo. Las especies de este grupo presentan las medias de sus valores de importancia cerca de las parcelas del sitio 2 y 3.

En cambio, el grupo 2 con una riqueza de 16 especies, fue un grupo de distribución amplia. No presentó relación clara con la humedad del suelo ni la temperatura. Presentó una relación positiva con el incremento de las evidencias de basura (orgánica e inorgánica), por lo que, se propone que podría ser un posible grupo de respuesta a la basura. Además de una relación positiva con la pendiente, distancia de caminos y erosión del suelo.

Por otro lado, los grupos 3 y 4 presentaron relaciones similares con las variables ambientales evaluadas. Tuvieron una riqueza de 7 y 10 especies respectivamente. Estos grupos se acotaron gráficamente a las parcelas del sitio 1. Ambos grupos respondieron positivamente a la apertura del dosel, humedad del suelo, variables del suelo (C.E., N, Nt, M.O.), excretas y deshierbe; y presentaron una relación negativa con el pH y la luz.

Mientras que el grupo 5, compuesto de 22 especies que en su mayoría son terrícolas, presentó una relación negativa con la humedad del suelo y la basura, y una relación positiva con densidad aparente y deforestación y puede ser un grupo que se encuentra en los sitios 2 y 3.

Por el contrario, el grupo 6, compuesto por 8 especies, posiblemente característico de las parcelas del sitio 2. Presentó una relación negativa con la humedad de suelo, basura orgánica e incendios y positiva con la luz. En su mayoría no mostró relación con las variables evaluadas, como fue el caso de la temperatura, altitud, orientación y pendiente.

Por otra parte, el grupo 7 fue un grupo grande de 37 especies que tendió a tener una distribución amplia en las parcelas del sitio 2 y 3. Exhibió una relación positiva con la temperatura, pH, compactación del suelo (densidad aparente) y los caminos del ganado, y negativa con la altitud, condiciones de suelo (C.E., N, Nt, M.O.), excretas, deshierbe y deforestación.

En comparación, el grupo 8 está compuesto de 13 especies, de las cuales la mayor parte son terrícolas, mostró relaciones positivas con la luz, temperatura, pH, compactación del suelo (densidad aparente) y evidencias de los caminos del ganado. A su vez, presentó una relación negativa con las condiciones de suelo (C.E., N, Nt, M.O.) y basura inorgánica. Su distribución principalmente en los sitios 2 y 3.

Comparación de los muestreos 2014 y 2017

Los resultados obtenidos de los dos años de muestreo variaron, tanto en la composición de especies como en la abundancia, como se puede observar en el cuadro 2.

Cuadro 2. Cuadro comparativo entre los años 2014 y 2017

	2014	2017
Riqueza total	167	138
Abundancia total	5000	6716
Riqueza en parcelas compartidas	127	114
Abundancia en parcelas compartidas	1995	2747
Morfoespecies compartidas	79	

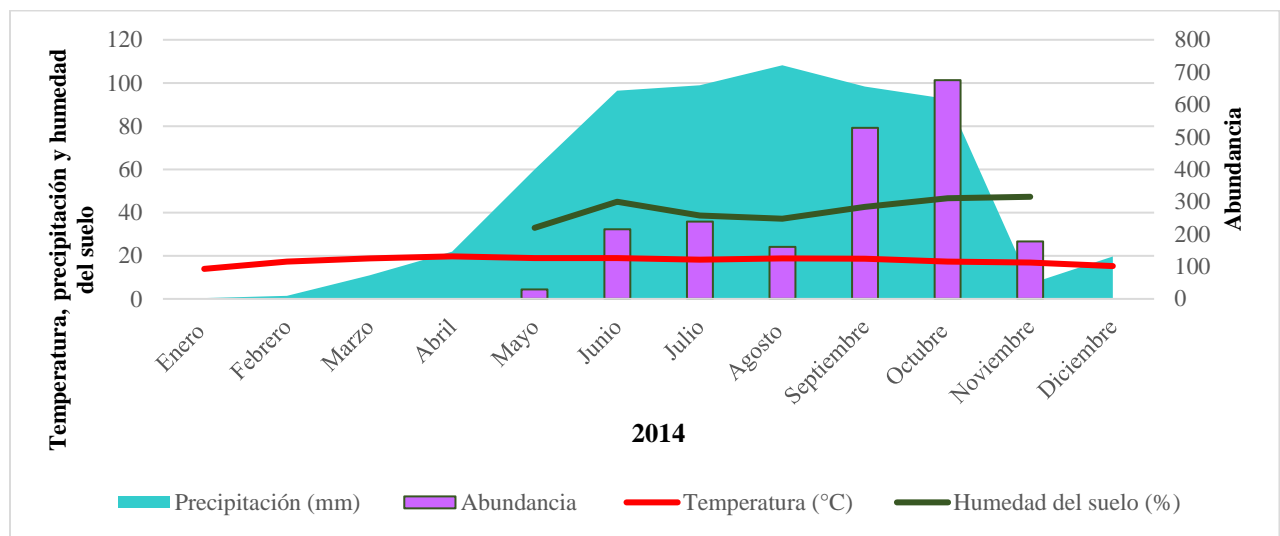


Figura 22. Abundancia de esporomas en las parcelas compartidas en el año 2014 con la variación de la temperatura, precipitación y humedad del suelo.

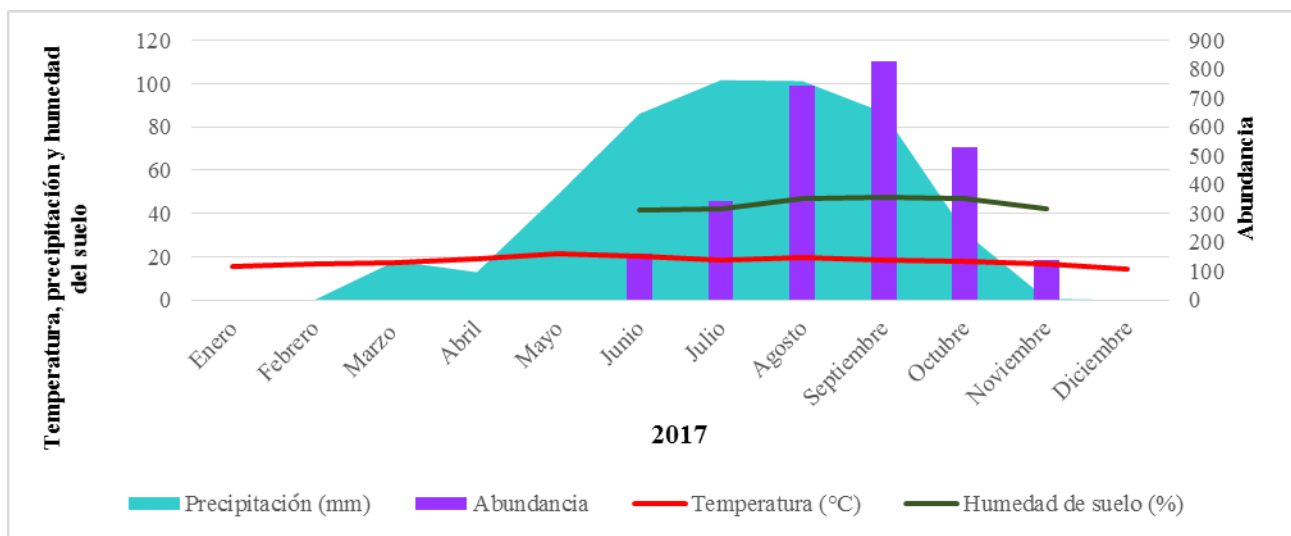


Figura 23. Abundancia de esporomas en las parcelas compartidas en el año 2017 con la variación de la temperatura, precipitación y humedad del suelo.

Al comparar abundancia de las especies compartidas de los dos años de muestreo, se observa que se mantiene la dominancia del género *Inocybe* en los dos años. En la mayoría de los casos se observa mayor abundancia en el año 2014, esto se puede deber a que hubo mayor precipitación en ese año, pero hay casos de algunas especies (en particular el género *Mycena*) donde se observa mayor abundancia reportada en el año 2017. A mayor detalle de las especies y los cambios de abundancia se puede observar en el Anexo 3.

ANOVA por bloques

Se encontró que existen diferencias significativas entre los años y los meses de muestreo sobre la abundancia, pero las diferencias no fueron significativas entre parcelas, lo cual podemos observar en el cuadro 3. En la figura 24 observamos los resultados de las diferencias entre los meses de muestreo los cuales se ven corroborados y explicados por la prueba de Tukey (cuadro 4).

Cuadro 3. Resultados de la ANOVA por bloques de la abundancia en los dos años de muestreo

	SS	Grados de libertad	Media cuadrada	F	P
Intercepto	234235.0	1	234235.0	229.9863	<0.05
Parcela	14430.5	7	2061.5	2.0241	0.061
Mes	58975.0	5	11795.0	11.5810	<0.05
Año	5890.7	1	5890.7	5.7838	0.018
Error	83514.9	82	1018.5		

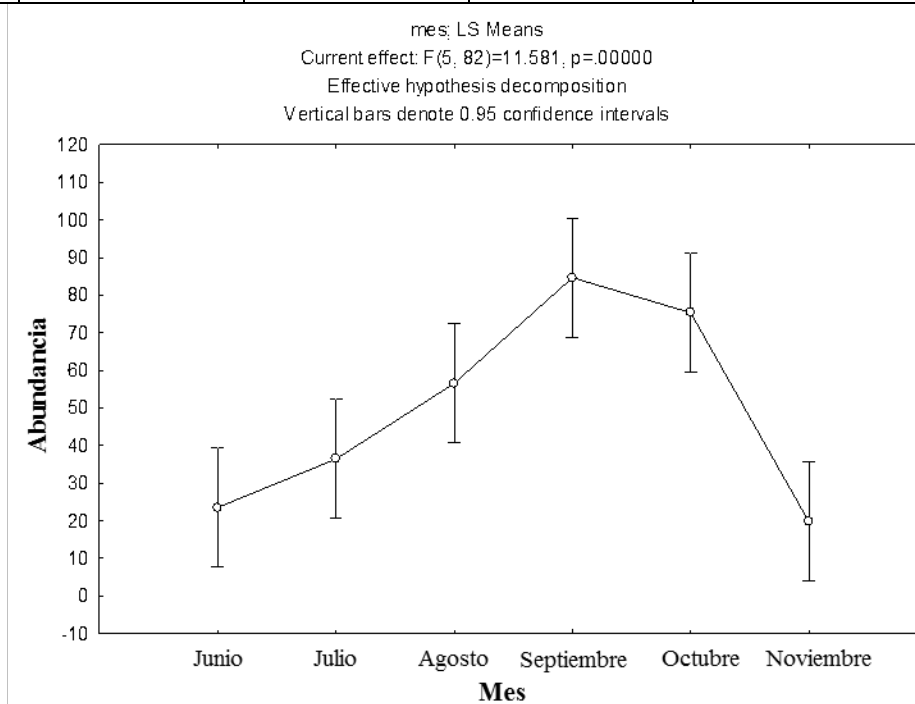


Figura 24. Resultados de la ANOVA por bloques de la abundancia y los meses.

La prueba de Tukey HSD indica cuales son las diferencias de la abundancia entre los meses (cuadro 4). En ella podemos observar que existen diferencias significativas entre casi todos los meses. Esta diferencia se puede explicar por las diferencias en la precipitación entre los meses. Los primeros meses, junio y julio, se parecen más a noviembre. Los meses de agosto, septiembre y noviembre se parecen más entre sí. Estos resultados son los que se observan en la figura 24.

Cuadro 4. Prueba de Tukey HSD de la abundancia en los meses. Prueba Post Hoc, valor aproximado del error entre Media cuadrada= 1018.5, gl= 82.00. En negritas observamos los valores con una $p > 0.05$

	Junio 23.562	Julio 36.438	Agosto 56.563	Septiembre 84.687	Octubre 75.375	Noviembre 19.750
Junio		0.862738	0.049246	0.000131	0.000336	0.999458
Julio	0.862738		0.481945	0.000814	0.011163	0.678538
Agosto	0.049246	0.481945		0.138400	0.557120	0.019460
Septiembre	0.000131	0.000814	0.138400		0.962050	0.000126
Octubre	0.000336	0.011163	0.557120	0.962050		0.000177
Noviembre	0.999458	0.678538	0.019460	0.000126	0.000177	

Se realizó la prueba de Fisher LSD (cuadro 5) para conocer las diferencias dentro del bloque de las parcelas. En ella se encontró que existen diferencias significativas dentro de algunas de las parcelas, pero en su totalidad la diferencia no es significativa.

Cuadro 5. Prueba Post Hoc de la prueba de Fisher LSD de la abundancia. Error entre MS= 1018.5, df= 82.000

Parcela	P1 37.917	P2 34.917	P3 39.500	P4 40.167	P5 67.167	P6 53.500	P7 67.167	P8 54.833
P1		0.818462	0.903571	0.863316	0.027457	0.235112	0.027457	0.197783
P2	0.818462		0.725899	0.688028	0.015372	0.157565	0.015372	0.130192
P3	0.903571	0.725899		0.959315	0.036724	0.285726	0.036724	0.242643
P4	0.863316	0.688028	0.959315		0.041374	0.309135	0.041374	0.263566
P5	0.027457	0.015372	0.036724	0.041374		0.297274	1.000000	0.346608
P6	0.235112	0.157565	0.285726	0.309135	0.297274		0.297274	0.918738
P7	0.027457	0.015372	0.036724	0.041374	1.000000	0.297274		0.346608
P8	0.197783	0.130192	0.242643	0.263566	0.346608	0.918738	0.346608	

Encontramos que existen diferencias significativas de las parcelas, las cuales no se podían apreciar con la ANOVA de bloques. Esto se observa en particular en el caso de la P6S2 (P5) y las primeras parcelas (sitio 1); esto se puede deber a que son parcelas pertenecientes a diferentes sitios (1 y 2). Pero la mayoría de las parcelas no tienen diferencias significativas entre ellas, por lo cual se puede decir que no hay diferencias estadísticamente significativas entre el efecto del bloque de las parcelas.

Posteriormente se comprobaron los supuestos de la ANOVA por bloques para conocer si los resultados de este análisis eran robustos (Anexo 4). Se cumplen todos los supuestos comprobables. Es una prueba estadísticamente robusta al cumplirse los supuestos. Aunque no se haya encontrado una diferencia significativa en el efecto de las parcelas, el sitio juega un papel importante en la composición y abundancia de macromicetos en el bosque de *Abies religiosa*. Este resultado podría estar enmascarado por la escala (parcela) y al no tener la identidad de las morfoespecies.

Diversidad beta

Los cambios en la riqueza de las parcelas en los dos años de muestreo fueron evidenciados por los índices de disimilitud de Whittaker (1960). En la figura 25 vemos que hay un gran recambio de especies entre parcelas diferentes y entre años diferentes. Los valores más bajos que nos muestran una mayor similitud son de los mismos sitios en el mismo año. La riqueza observada entre los dos años varía, pero la diferencia en la riqueza de las en dos periodos diferentes no es tan grande como la que se presenta entre dos parcelas de dos sitios diferentes en un mismo periodo.

	P1S1-2014	P2S1-2014	P3S1-2014	P4S1-2014	P6S2-2014	P7S2-2014	P8S2-2014	P9S2-2014	P1S1-2017	P2S1-2017	P3S1-2017	P4S1-2017	P6S2-2017	P7S2-2017	P8S2-2017	P9S2-2017
P1S1-2014	0.00	0.55	0.51	0.56	0.56	0.55	0.70	0.78	0.76	0.59	0.67	0.56	0.71	0.65	0.67	0.63
P2S1-2014	0.55	0.00	0.61	0.69	0.66	0.53	0.73	0.70	0.63	0.70	0.74	0.74	0.68	0.64	0.68	0.64
P3S1-2014	0.51	0.61	0.00	0.43	0.64	0.46	0.65	0.65	0.70	0.68	0.55	0.61	0.52	0.58	0.54	0.61
P4S1-2014	0.56	0.69	0.43	0.00	0.71	0.59	0.77	0.76	0.77	0.76	0.69	0.60	0.63	0.65	0.64	0.63
P6S2-2014	0.56	0.66	0.64	0.71	0.00	0.57	0.64	0.70	0.74	0.73	0.68	0.74	0.58	0.66	0.64	0.61
P7S2-2014	0.55	0.53	0.46	0.59	0.57	0.00	0.54	0.63	0.65	0.69	0.67	0.68	0.51	0.46	0.55	0.58
P8S2-2014	0.70	0.73	0.65	0.77	0.64	0.54	0.00	0.54	0.76	0.75	0.61	0.64	0.57	0.56	0.50	0.63
P9S2-2014	0.78	0.70	0.65	0.76	0.70	0.63	0.54	0.00	0.77	0.82	0.66	0.79	0.64	0.62	0.57	0.71
P1S1-2017	0.76	0.63	0.70	0.77	0.74	0.65	0.76	0.77	0.00	0.60	0.54	0.57	0.66	0.57	0.68	0.62
P2S1-2017	0.59	0.70	0.68	0.76	0.73	0.69	0.75	0.82	0.60	0.00	0.54	0.61	0.66	0.62	0.66	0.65
P3S1-2017	0.67	0.74	0.55	0.69	0.68	0.67	0.61	0.66	0.54	0.54	0.00	0.52	0.53	0.45	0.55	0.57
P4S1-2017	0.56	0.74	0.61	0.60	0.74	0.68	0.64	0.79	0.57	0.61	0.52	0.00	0.60	0.58	0.58	0.59
P6S2-2017	0.71	0.68	0.52	0.63	0.58	0.51	0.57	0.64	0.66	0.66	0.53	0.60	0.00	0.41	0.43	0.48
P7S2-2017	0.65	0.64	0.58	0.65	0.66	0.46	0.56	0.62	0.57	0.62	0.45	0.58	0.41	0.00	0.36	0.47
P8S2-2017	0.67	0.68	0.54	0.64	0.64	0.55	0.50	0.57	0.68	0.66	0.55	0.58	0.43	0.36	0.00	0.42
P9S2-2017	0.63	0.64	0.61	0.63	0.61	0.58	0.63	0.71	0.62	0.65	0.57	0.59	0.48	0.47	0.42	0.00



Figura 25. Índices de diversidad *beta* de Whittaker entre las parcelas compartidas del muestreo de 2014 y 2017.

Discusión

En este trabajo se buscó evaluar los cambios temporales y espaciales en la composición y la diversidad de la comunidad de macromicetos, tomando en cuenta algunas variables abióticas y de disturbio antrópico. Hasta la fecha existen pocos estudios que aborden el monitoreo de la comunidad de macromicetos por más de un año y que estos además evalúen la influencia de factores externos sobre la comunidad. Los resultados de este estudio nos muestran que existe una diferencia en la abundancia y la riqueza de macromicetos en los dos años evaluados, la cual está estrechamente relacionada con las variables abióticas y la fenología reproductiva de las especies de macromicetos. La heterogeneidad microambiental del bosque de *A. religiosa* puede explicar la variación de la composición de especies y

la abundancia de esporomas. Además, se delimitaron grupos de especies, los cuales mostraron patrones relacionadas con algunas de las variables medidas. Estos resultados permiten relacionar la fenología de la comunidad con algunas de las variables ambientales y de perturbación antrópica, así como la posible explicación de la determinación del ensamble espacial de las especies en el bosque.

Composición de especies

En general es necesario realizar varios años de muestreos para obtener un estimado real de la riqueza de especies de un sitio (Straatsma *et al.*, 2001; Halme y Kotiaho, 2012; Andrew *et al.*, 2019), en particular si el muestreo se realiza en diferentes fechas en un solo sitio (Halme y Kotiaho, 2012), como es el caso de este trabajo que se compararon los años 2014 y 2017. En este muestreo, como era de esperarse, aparecieron nuevos registros de especies, las cuales no habían sido previamente registrados para el bosque de *Abies religiosa* de la CRM (Villarruel-Ordaz y Cifuentes-Blanco, 2007; Guzmán-Ramírez, 2016; Tovar-Bustamante, 2017). La riqueza de los macromicetos reportados para el año 2014 fue de 168 morfoespecies y en el año 2017 se registraron 138 morfoespecies, de las cuales 30 fueron nuevos registros, dando un total de 198 morfoespecies para los dos años en el bosque. Aun así, los resultados de la curva de acumulación de especies nos indican que todavía existen especies de macromicetos que faltan por registrarse en el bosque de *Abies religiosa*. La variación en la riqueza y composición en los tiempos, puede deberse a que la gran mayoría de los esporomas no son perennes, tienen una estacionalidad marcada y determinada por ciertos factores ambientales y edáficos (Halme y Kotiaho, 2012).

En el muestreo realizado en el año 2017 el género más abundante fue *Inocybe*. Este resultado coincide con estudios anteriores en el bosque de *Abies religiosa*, tanto del Desierto de los Leones (Pérez-Pazos, 2014), como en muestreo del 2014 en la CRM (Tovar-Bustamante, 2017). Este género es conocido por mantener asociaciones ectomicorrízicas. A partir de esto, podemos suponer que juega un papel importante en el flujo de nutrientes del bosque, ya que se encontró en los tres sitios muestreados y durante los dos años de comparación (2014 y 2017). Los hongos involucrados en una asociación ectomicorrízica reciben recursos por su relación simbiótica con las plantas y con ellos pueden producir sus esporomas con mayor facilidad (Boddy *et al.*, 2014). Si bien no hay evidencias en este estudio de que esto es lo que ocurre en el bosque de *Abies religiosa*, se puede generar la hipótesis de que estas asociaciones ectomicorrízicas son las que permiten que los *Inocybe* tengan una comunidad abundante en los diferentes años y sitios.

El género *Mycena* es otro de los géneros más abundantes de los macromicetos; se conoce que existen por lo menos 500 especies de este género a nivel mundial y más de 232 especies en Norte América (Smith, 1947). En otros ecosistemas se ha encontrado una alta presencia de este género y coincide con estudios anteriores en el bosque de *Abies religiosa* (O'Hanlon y Harrington, 2012; Soto-Medina y Bolaños-Rojas, 2013; Pérez-Pazos, 2014; Tovar-Bustamante, 2017). Así mismo, presentó un valor de abundancia y riqueza alto para el año 2017 y 2014. En general este grupo es difícil de detectar por su tamaño y sus colores opacos, además de no tener importancia para el uso humano, por lo cual es fácil de entender porque en muestreos anteriores este género no presenta tanta importancia. El género *Mycena*, al igual que otros que reportamos en este estudio tales como, *Marasmius*, *Galerina*, *Clitocybe*, *Collybia* y *Xylaria*, tienen una adicional importancia dada su función en el ecosistema al ser organismos capaces de degradar lignina, lo que permite la reintegración de nutrientes al sistema (Osono, 2007).

Relación de las variables con respecto a los macromicetos

Es difícil evaluar metodológicamente las contribuciones hechas por cada variable específica al desarrollo de los ecosistemas (Peay *et al.*, 2010; Martínez-García *et al.*, 2015; Schappe *et al.*, 2017). Para poder conocer las razones por las cuales se ensambla una comunidad es necesario tomar en cuenta las relaciones entre los factores bióticos y abióticos, y así poder generar información que nos aproxime a la realidad a través de estudios observacionales tanto a escala regional como mundial (Weisbecker *et al.*, 2018).

A través de los estudios *in vitro* se ha observado que el crecimiento, fisiología y el desarrollo de los macromicetos, su micelio y la formación de esporomas, responden a cambios en el medio externo (Núñez, 1996; Pinna *et al.*, 2010; Boddy *et al.*, 2014). Por esto, se sabe que los hongos y su función en el ecosistema se ven influenciados por los cambios en factores climáticos y físicos en su región (Dighton *et al.*, 1986; Filippova *et al.*, 2014). La diversidad y producción de esporomas de los macromicetos depende en gran medida de la interacción entre los factores ambientales, edáficos y biológicos. A su vez, también se ven influenciadas por los efectos de las actividades humanas (Munguía *et al.*, 2003; Zamora-Martínez, 2012; Weisbecker *et al.*, 2018). Las variaciones ambientales nos explican los cambios en la abundancia y riqueza de los macromicetos a lo largo del año en nuestro sitio de estudio.

La fenología reproductiva de los macromicetos varía entre años (Schmit *et al.*, 1999; Straatsma *et al.*, 2001, 2003; Hofmeister *et al.*, 2014; Angelini *et al.*, 2015); existe una variación interanual en la fructificación, maduración y supervivencia de los macromicetos la cual responde a los cambios que hay en el régimen de precipitación y temperatura del ecosistema (Zamora-Martínez y Nieto de Pascual, 1995; Méndez, 2002; Arteaga y Moreno, 2006; Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006). Esto coincide con los resultados de este estudio, dado que se observaron diferencias en la abundancia y riqueza de los dos años de estudio.

En ambos años existen variaciones anuales en la temperatura y precipitación, como es posible observar en las figuras 22 y 23. Existieron diferencias significativas en la composición y la abundancia de macromicetos entre sitios. Distintos autores señalan que la precipitación juega un papel importante para la producción de esporomas, debido a que modifica el inicio y la duración de la temporada de fructificación de los macromicetos (Zamora-Martínez y Nieto de Pascual, 1995; Méndez, 2002; Arteaga y Moreno, 2006; Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006; Gange *et al.*, 2018).

La precipitación afecta directamente la humedad relativa del suelo, la cual es esencial para el crecimiento y reproducción de los hongos (Mihail *et al.*, 2007). Esto concuerda con los resultados obtenidos, ya que se registró una mayor abundancia de esporomas en los meses con mayor precipitación y porcentajes de humedad de suelo. Esto coincide también con estudios previos como el de Andrew *et al.* (2018), en los que la precipitación presenta un mayor impacto sobre la producción de esporomas en comparación de otras variables.

Es posible suponer que las diferencias de los patrones de abundancia de los esporomas entre los dos años, son explicados debido a una variación en los patrones de precipitación de cada año. Asimismo, los análisis de correspondencia canónica indican que la mayoría de las especies presentan una relación negativa con los valores de la humedad de suelo; cabe destacar las especies que componen al grupo 5 presentan esta relación. Esta relación implica que, a menores porcentajes de humedad de suelo, los

valores de importancia que presentó la especie tienden a ser asociados con esa variable. En cambio, algunas de las especies del grupo 3 y 4 presentan una relación positiva con la humedad del suelo.

La temperatura también es uno de los factores más importantes que incide sobre la disponibilidad de macromicetos (Filippova *et al.*, 2014). A diferencia de otros estudios de macromicetos, no se encontró relación aparente entre un aumento de temperatura y el inicio de la temporada de hongos como se observa en las figuras 6, 22 y 23 (Pinna *et al.*, 2010; Andrew *et al.*, 2018). Lo cual podría deberse a que no se obtuvieron los datos locales de temperatura y precipitación durante todo el año, ya que los datos anuales fueron obtenidos del Servicio meteorológico nacional (2014 y 2017). Por otro lado, las medidas de la temperatura de las parcelas presentaron una relación positiva entre unos grupos de especies (7 y 8), en los resultados del CCA. Por lo cual, los valores de importancia de esas especies tienden a asociarse mayores temperaturas. Lo cual abre paso a una posible hipótesis sobre la existencia de algunas especies de la comunidad de macromicetos las cuales son más sensibles a los cambios en la temperatura ambiental.

En múltiples estudios se ha reportado una relación positiva entre la riqueza y la altitud (Körner, 2007; Osono y Hirose, 2009; Bahram *et al.*, 2012; Torres-Gómez, 2012; Pérez- Pazos, 2014; Matsuoka *et al.*, 2016). La altitud genera cambios en la temperatura, que a su vez influye en la estructura y la diversidad de la comunidad de plantas (Coince *et al.*, 2014; Matsuka *et al.*, 2018). Debido al cambio de las especies vegetales hospederas, hay un efecto sobre la riqueza de los macromicetos. En este estudio, la cota altitudinal es de aproximadamente 400 m, en la cual se encontró una menor riqueza de especies en las parcelas con una mayor altitud. En los análisis multivariados se muestra una relación negativa entre la altitud y la mayoría de las especies, mostrando una dirección contraria con la temperatura. Este resultado, coincide con lo reportado en la literatura debido a que a mayores altitudes la temperatura disminuye al igual que la mayoría de las especies.

En estudios realizados en el bosque de *Abies religiosa* se ha comprobado que hay un efecto positivo del gradiente altitudinal sobre la frecuencia de esporomas, biomasa, abundancia y riqueza de especies (Pérez- Pazos, 2014). Este resultado contrasta con los nuestros debido a que en nuestros sitios de estudio encontramos una menor riqueza y abundancia en las parcelas con una mayor altitud. Esto podría deberse a que el estudio realizado en el Desierto de los Leones tuvo una cota altitudinal de 250 m (3011-3265 m.s.n.m.) y el nuestro considero un intervalo un poco más amplio (3092-3450 m.s.n.m.). Al tener un gradiente altitudinal un poco más extenso podemos observar los cambios en la distribución de las especies y su relación a los cambios de temperatura que se generan con el aumento de altitud. Las especies responden al ambiente teniendo picos óptimos y después tienden a disminuir, esto podría ser el caso de lo que se observa al comparar estos dos estudios (McCune *et al.*, 2002). En el estudio del Desierto de los Leones posiblemente no se permite ver el decremento de la riqueza. Así mismo, los resultados podrían estar influenciados por otras variables relacionadas a las historias específicas que distinguen a las dos localidades, como es la perturbación antrópica.

Otro factor que influye en la disponibilidad de esporomas de los macromicetos es la luz, como se ha observado en especies cultivables (Montoya *et al.*, 2018). El desarrollo del micelio se lleva a cabo en condiciones sin luz, pero la mayoría de los macromicetos presentan un fototropismo positivo (crecimiento direccionado hacia la luz). En este estudio evaluamos la incidencia de luz que pasa a través del sotobosque, así como la apertura del dosel. Encontramos grupos de especies que tienen una relación positiva o negativa con estas variables, lo que nos permite hipotetizar que es una variable que se asocia a ciertos grupos de especies, los cuales se pueden ver favorecidos o afectados, pero no a toda

la comunidad de macromicetos del bosque. Es importante no perder de vista que existen actividades humanas, tales como la deforestación y el deshierbe, que modifican la incidencia de luz y la apertura del dosel, lo cual tendría un efecto sobre la riqueza de macromicetos en el sitio.

Las características del suelo son un factor determinante en la distribución, riqueza y abundancia de las especies de hongos (Dickie y Reich, 2005; Torres-Gómez, 2012, Weisbecker *et al.*, 2018; Cameron *et al.*, 2019). La composición química del suelo, su estructura, contenido de materia orgánica, temperatura y contenido de humedad son propiedades que tienen efecto sobre la presencia de los macromicetos (Gómez *et al.*, 2002). Por lo general la comunidad de hongos predomina en suelos ricos en materia orgánica de origen vegetal, pero declina rápidamente cuando desaparecen los recursos de los cuales obtienen su energía (Julca-Otiniano *et al.*, 2006). Se ha reportado que en el bosque de *Abies religiosa* el suelo tiene un porcentaje de materia orgánica alta en comparación de los otros bosques de la CRM (Castillo-Agüero *et al.*, 2016); en este muestreo se encontraron valores del 16.5% al 39%. En nuestros resultados, se distinguen pocas especies con valores de importancia relacionadas positivamente con este factor; en su mayoría la relación entre estas variables es negativa. Este resultado nos indica que, a porcentajes menores a la media de materia orgánica del suelo, las especies (principalmente del grupo 5, 6 y 7) se expresan los óptimos de sus valores de importancia. Esto conlleva a que a estos niveles de materia orgánica hay óptimos de valores de importancias de las especies que tienden a asociarse. A su vez, hay algunos grupos de especies (2 y 8) que aparentemente no se asocian con esta variable, lo que podría significar, que su nicho no se delimita por la cantidad de materia orgánica. Este podría ser el caso de las especies que no se desarrollan sobre el suelo o que su distribución en los análisis se distribuyen de forma independiente de la variable.

El pH del suelo depende de factores pedogenéticos, ambientales y biológicos (McCauley *et al.*, 2017). Generalmente los hongos toleran pH ácidos, en comparación a otros microorganismos del suelo (Julca-Otiniano *et al.*, 2006). Los cambios en los niveles de pH se relacionan en muchas ocasiones con perturbaciones antrópicas o condiciones de un sitio (Sun *et al.*, 2016). Se ha comprobado que los suelos se tienden a acidificar con la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Cruz-Ruiz *et al.*, 2012). Así mismo, se sabe que el cambio en la composición de especies vegetales genera cambios en el pH del suelo (Chen *et al.*, 2008). En nuestro sitio de estudio la variación de pH es relativamente baja, de 5.4 a 6.4. En el análisis de componentes principales, se logra distinguir que el sitio 1 es el que presenta valores de pH más ácidos; este sitio se distingue por tener condiciones edáficas más contrastantes con el resto.

El sitio 1, además de ser notoriamente diferente por la composición de especies de macromicetos, también presentó los valores más altos de deshierbe, basura orgánica, deforestación y erosión, por lo cual podemos hipotetizar que estas variables podrían estar alterando el pH del sitio. En nuestros análisis de correspondencia canónica, se observa que el pH está contribuyendo fuertemente a la variación a lo largo del primer eje. Esta variable se relaciona de forma positiva con la presencia de los grupos de especies que presentan una distribución amplia como fue el caso del grupo 7 y 8. A su vez, dos grupos de especies (3 y 4) parecieron tener una relación negativa con el pH, estos grupos son más específicos de algunas parcelas, lo cual nos podría estar indicando una relación con valores más ácidos de pH.

La cantidad de nitrógeno en el suelo es fundamental para la distribución de especies ectomicorrízicas (Miller, 1982). Se ha encontrado que con altas concentraciones de nitrógeno la fructificación de las especies de macromicetos disminuye (Bidartondo *et al.*, 2018) y un exceso de nitrógeno en el suelo tiende a reducir los compuestos de carbono que un hongo ectomicorrízico puede recibir de una planta

hospedera (Högberg *et al.*, 2007). Igualmente, genera un efecto negativo sobre la actividad saprobia de muchos hongos (Osono, 2007). En la actualidad en el sitio de estudio no hay actividades agrícolas y se desconoce si se han usado fertilizantes en la zona. Se observa que algunos de los grupos de especies presentan una relación negativa a cantidad de nitrógeno. El nitrógeno no fue un factor que determinará las condiciones de un sitio en particular. En el análisis de componentes principales, se observa una relación negativa con las parcelas P15S3 P14S3 y P2S2, lo que nos indica que el sitio 1 tiene valores más bajos de nitrógeno del bosque de *A. religiosa*. Esta variable en ambos análisis (CCA y PCA) se encuentra ligada con la materia orgánica y conductividad eléctrica del suelo. Aun así, se considera que es un factor esencial para evaluar cambios a lo largo del tiempo o en comparación de diferentes sitios de estudio dada la importancia del nitrógeno en los ecosistemas.

Como se había mencionado previamente, los disturbios ocasionados por la actividad humana también son factores que inciden sobre la diversidad de hongos en los ecosistemas (Lilleskov y Bruns, 2003). Hasta la fecha no hay un método directo para medir el nivel de perturbación que hay en un sitio. Dos de las variables que se evaluaron para la caracterización de disturbio antrópico fue la basura orgánica e inorgánica. Se ha encontrado que la contaminación por la presencia de basura afecta de manera significativa las propiedades abióticas y bióticas del suelo, inhibiendo la formación de esporomas (Sun *et al.*, 2016). En los análisis de correspondencia canónica se encontró que estos dos factores influyen en la presencia de uno de los grupos de especies (grupo 2). Esto sugiere que estas especies tienden a dominar en sitios donde hay mayor cantidad de basura.

Sun *et al.* (2016) describen que la presencia de basura cambia la estructura en la comunidad de ectomicorizas (tanto los Ascomycota como los Basidiomycota). Según dicho estudio, en sitios con más contaminación de basura presentan altas abundancias del grupo de los Ascomycota, mientras que en sitios de relativa conservación la abundancia de ambos grupos es muy parecida. Sin embargo, para poder conocer el efecto de la basura sobre la comunidad de macromicetos de la CRM, es necesario hacer nuevos estudios con una metodología diseñada para medir y evaluar la respuesta a esta variable.

El efecto de la ganadería fue evaluado por una serie de variables que se tomaron en cuenta para este estudio. Se conoce que la compactación del suelo que resulta del pastoreo afecta la presencia de esporomas de los hongos debido a que el sustrato pierde porosidad y con ello el intercambio gaseoso y el flujo de agua disminuyen (Zamora-Martínez, 2012). En otros estudios se ha encontrado que el pastoreo tiene un efecto significativo en la presencia de diferentes grupos de hongos, lo cual puede tener repercusiones para el funcionamiento del ecosistema (Eldrige y Delgado-Baquerizo, 2018). A través del análisis de componentes principales, se encontró una que la práctica de ganadería influye sobre las características que distinguen a algunas parcelas de estudio. Así mismo se pudo observar que la mayoría de las variables que evalúan la influencia de la ganadería no muestran una relación con los grupos de especies. Dado a que conocemos que el pastoreo puede tener implicaciones que afecta a toda la comunidad microbiana (Eldrige y Delgado-Baquerizo, 2018), es importante buscar un método que permita estandarizar su medición para conocer los efectos que esta actividad pueda tener sobre la comunidad de macromicetos.

Todos los organismos presentan diferentes respuestas ante el fuego. Algunos hongos fructifican y son comunes después de un incendio, a estos se les ha nombrado pirófilos. Después de un incendio, el suelo es modificado, en general hay una disminución de la riqueza de especies. Años después de un incendio la composición de especies sigue pareciéndose a la original y aparecen especies exclusivas a los sitios quemados (Gómez-Reyes *et al.*, 2014). La intensidad del incendio afecta aún más a la riqueza y

composición de especies. La recuperación de los macromicetos depende en gran medida de la rapidez con la que se recupere la vegetación (Gómez-Reyes *et al.*, 2014). Pese a que los incendios son un factor importante que puede modificar la comunidad de macromicetos, en el sitio de estudio no fue un factor intenso ni frecuente. Por tanto, no se encontró una fuerte relación entre éste y los valores de importancia de las especies. No obstante, es una variable que se debe considerar para futuras investigaciones dada la influencia que tiene sobre la composición, la abundancia de las diferentes especies.

En resumen, se logró encontrar que los valores de importancia de las diferentes especies se ven modificadas por las características de los diferentes sitios muestreados, lo que nos permite hacer la suposición de que hay una respuesta diferencial de la comunidad de macromicetos a las condiciones de sitio.

Distribución heterogénea de los macromicetos

Además de las variables climáticas y edáficas del sitio, la diversidad de macromicetos también se ve determinada por la composición, edad y estructura de la vegetación (Molina *et al.*, 1992; Ferris *et al.*, 2000; Weisbecker *et al.*, 2018; Andrew *et al.*, 2019). Se conoce que el bosque de *Abies religiosa* es un ecosistema altamente heterogéneo en la estructura y composición de plantas; esto se debe a las condiciones propias del sitio (Santibáñez-Andrade, 2009; Castillo-Agüero *et al.*, 2016). Esta heterogeneidad de especies vegetales con el conjunto de variables que caracterizan y distinguen a los sitios, fomentan la heterogeneidad de la distribución de especies de macromicetos en el bosque. Los índices diversidad *beta* nos permitieron ver la variación en la composición de especies de las parcelas y sitios. Cabe destacar que el sitio 1, que es muy disimilar con respecto a los otros sitios y en sus mismas parcelas, tuvo una gran variación de la composición de especies. En los resultados del PCA, se muestra un agrupamiento de las parcelas del sitio 1 según sus variables abióticas; esta distribución difiere con el PCA de variables de perturbación antropogénica, en la cual las parcelas se encuentran relacionadas con diferentes variables. Aunque el análisis no permite hacer inferencias, si se genera la hipótesis de que los factores antrópicos influyen en la diversidad de las parcelas.

A su vez, los cambios en la riqueza de especies que se observaron entre los sitios muestreados en el 2017 se vieron respaldados por los índices de la diversidad *beta* que se calcularon entre las parcelas del 2014 y 2017. Se encontró que existe una variación de la composición de especies entre los años en una misma parcela; asimismo, la composición de especies entre parcelas de sitios diferentes es inmensa. Además, los resultados de la prueba de Fisher nos mostraron diferencias significativas entre las parcelas de los dos sitios diferentes evaluados. Este resultado en conjunto con los resultados de los análisis multivariados, nos permiten entender que además de la influencia de las condiciones ambientales, como es la precipitación y la temperatura, la composición de especies presentes en un sitio se determina por más características. De modo que hay localidades dentro de un mismo bosque que no tienen las características necesarias para albergar a ciertas especies que componen a la comunidad del bosque de *Abies religiosa*.

La fenología de la misma especie de macromiceto varía según los cambios que hay en el sitio. Por ejemplo, una misma especie puede tener un periodo diferente de fructificación dependiendo de las condiciones ambientales (Munguía *et al.*, 2003; Straatsma *et al.*, 2003). En este estudio se observó una variación en la riqueza y la abundancia de diferentes especies. Una explicación para esto es que los cambios observados de la abundancia de los sitios puede deberse a la vegetación de los sitios y los

cambios en las condiciones ambientales de los años (Munguía *et al.*, 2003). Esto nos permite entender que la comunidad de macromicetos también se distribuye y responde de una forma heterogénea según las condiciones ambientales y las características propias del sitio.

El sustrato donde crecen las especies de macromicetos no mostró una relación con su distribución ni con el grupo al que pertenecen. Tampoco se encontró relación entre el modo de nutrición de las especies con su distribución o al grupo que pertenecen. A su vez, se buscó relacionar su modo de nutrición con su distribución o al grupo de especies al que pertenecen, pero tampoco se encontró alguna relación. Aunque no pudimos encontrar cuáles son las características en común de nuestros ensambles de especies que provocan esta respuesta a las diferentes variables evaluadas. Existen estudios en los cuales se ha encontrado una relación entre ciertas características de los hongos (micro y macroscópicas) relacionándolas con su distribución espacial (Aguilar-Trigueros *et al.*, 2015). Sin embargo, si se encontró que las especies de estos grupos responden de una forma similar a las condiciones de cada parcela muestreada y al clima, de manera independiente a su nutrición o hábitat. Este resultado nos permita entender que hay limitaciones para la presencia y dispersión de estas especies que conforman a la comunidad de macromicetos de este bosque.

Conocer las características de dichos grupos de especies nos permitirá conocer más a fondo la influencia de las condiciones externas, ya sea variaciones ambientales o de disturbio, y cómo estas pueden afectar la dinámica y funcionamiento del ecosistema (Zamora-Martínez, 2012). A su vez, se conoce que las especies de hongos micorrízicos dependen en gran medida a la composición y estructura de especies vegetales presentes en un sitio (Peay *et al.*, 2013; Martínez-García *et al.*, 2015; Wisbecker *et al.*, 2018). Por esta razón, se recomienda ampliar las variables registradas en estudios de este tipo para describir y entender con mayor detenimiento la distribución y el ensamble de especies en una localidad.

Implicaciones generales

Nos encontramos en una época donde es necesario realizar acciones para la conservación de especies y hábitats. Estas medidas se han enfocado en especies carismáticas o visibles para el ser humano. Sin embargo, se ha visto que la diversidad que se ve sobre la superficie del suelo no se empalma con la biodiversidad existente por debajo de este (Cameron *et al.*, 2019). Por lo que es necesario conocer las funciones que los organismos del suelo realizan y su importancia a nivel de ecosistema para entrever la gran biodiversidad existente y promover su conservación.

En los últimos 30 años ha habido un incremento de 0.2°C cada década (Hansen *et al.*, 2006), el cual ha generado efectos en la fenología de muchas plantas, lo que conlleva a una disfunción en todo el ecosistema (Alvarado *et al.*, 2002). A su vez, en regiones tropicales este cambio en el clima también tiene efectos sobre la variación de la precipitación (Plaviali, 2018). Los organismos presentan un rango de tolerancia fisiológica a cambios ambientales, en especial a cambios en la temperatura, pero con el cambio climático se genera una redistribución espacial de las especies (Alvarado *et al.*, 2002; Plaviali, 2018). A diferencia de los animales, los hongos se encuentran más restringidos a su espacio, se enfrentan a dificultades para su dispersión (Gange *et al.*, 2018; Plaviali, 2018). Este cambio de la distribución espacial causa alteraciones en los ciclos de los nutrientes (Buckeridge *et al.*, 2010). Esto, en conjunto con las diversas respuestas a las variables encontradas nos permite hacer nuevas inferencias de cómo el ecosistema está cambiando y como se verá afectado con los futuros cambios globales. Dicho esto, se puede entender que estos efectos que se están generando a mediano plazo por

el cambio climático están actuando sobre nuestro sitio de estudio, por esto, con un cambio de temperatura de este tipo, se esperaría que la distribución de las especies cambie, pero se verá limitada por su propia capacidad de sobrevivencia y dispersión. Además, estos cambios en la composición y actividades de las especies generarán nuevos problemas para el ecosistema.

Es de gran importancia seguir monitoreando los ecosistemas para generar información y entender los efectos que generan cambios del hábitat y de la diversidad. A su vez, es de particular importancia tener registros de los cambios en ecosistemas urbanos o en zonas aledañas. Estos, se encuentran bajo gran presión por las actividades humanas y pueden ser extremadamente susceptibles a cambios de uso de suelo, expansión humana, contaminación, entre disturbios ocasionados por las actividades humanas.

El conocimiento de la diversidad y de los patrones fenológicos de los macromicetos del bosque de *Abies religiosa* puede promover un mejor manejo de los hongos que tienen importancia por su uso humano además de ampliar nuestro entendimiento del funcionamiento del ecosistema. Estudios a largo plazo son esenciales para poder entender la estructura de las comunidades de macromicetos y su biodiversidad.

Conclusiones

Encontramos que hay diferencias en riqueza, abundancia y composición espacial y temporalmente dada por la heterogeneidad del bosque de *Abies religiosa* y condiciones ambientales, lo que nos determinó cambios en la distribución entre sitios y entre años.

La abundancia de los esporomas del bosque de *Abies religiosa*, estuvo directamente relacionada con la precipitación, en cambio la composición tuvo una respuesta con las condiciones propias de cada sitio relacionado con las variables de temperatura, edáficas, luz y disturbios antrópicos.

Las variables ambientales y condiciones del suelo características del sitio son las condiciones principales que influyen sobre la diversidad *beta* de hongos; Esto determina la existencia de diferentes grupos de especies que responden a filtros ambientales y limitaciones espaciales entre años determinando especies raras y de amplia distribución como es el caso de la dominancia de los géneros *Inocybe* y *Mycena* presentes en ambos años.

Futuras líneas de investigación

Se considera de importancia realizar estudios taxonómicos más detallados de las especies encontradas en el bosque de *Abies religiosa*, en particular de las especies de discomicetos que no se lograron identificar en este estudio. Se recomienda que se continúen las investigaciones en la zona de estudio para considerar una temporalidad más amplia y así conocer a mayor detalle la riqueza de los macromicetos de la CRM y su fenología. A su vez, se sugiere que futuros estudios monitoreen los cambios en las condiciones ambientales y de perturbación para conocer la influencia de estos factores sobre la comunidad, además de incluir más variables que puedan indicar a mayor detalle la respuesta de las especies. Asimismo, tener en cuenta la composición y estructura de las especies vegetales con respecto a la comunidad de macromicetos del bosque nos dará más información del funcionamiento y ensamblaje de la comunidad. Es posible que con más estudios se logren detectar especies que sirvan como indicadoras de perturbación o conservación.

Referencias

Fuentes citadas

Aguilar-Trigueros C., Hempel S., Rowell J., Anderson I., Antonovics J., Bergmann J., Cavagnaro T., Chen B., Hart M., Klironomos J., Petermann J., Verbruggen E., Veresogou S., y Rillig M. (2015). Branching out: Towards a trait-based understanding of fungal ecology. *Fungal Biology Reviews*, 29(1), 34-41

Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes Blanco, J. y Valenzuela, R. (2014). Biodiversidad de hongos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85,76-81.

Almeida-Leñero, L., Nava, M., Ramos, A., Espinosa, M., Ordoñez, M. J. & Jujnovsky, J. (2007). Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México, *Gaceta Ecológica*, 84, 53-64

Andrew, C., Buntgen, U., Egli, S., Senn L., Bässler, C., Gange, A. C., Heegaard, E., Høiland, K., Kirk, P. M., Krisai-Greilhuber, I., Kuyper, T. W., Høiland, K. (2019). Open to global change. *Applications in Plant Sciences*, 7(3); e01227. -Boddy B., Grytnes, -source dat

Alvarado, M. A., Foroughbakhch, T., Jurado, E. y Rocha, A. 2002, El cambio climático y la fenología de las plantas, *Ciencia UANL*, V (4): 493-500

Álvarez-Román, K. E. (2000). *Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de los dinamos, área de conservación ecológica de la Delegación Magdalena Contreras*. (Tesis de licenciatura, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Autónoma de México), México, 127 pp.

Angelini, p., Bistocchi, G., Arcangeli, A., Bricchi, E. y Venanson, R. (2015). Diversity and Ecological Distribution of Macrofungi in a Site of Community Importance of Ubria (Central Italy), *The open ecology journal*, 8,1-8

Andrew, C., Heegaard, E., Hoiland, K., Senn-Irlet, B., Kuyper, T. W., Krisai-Greilhuber, I., Kirk, P. M., Heilmann-Clausen, J., Gange, A. C., Egil, S., Bassler, C., Buntgen, U., Boddy, L. y Kauserud, H. (2018). Explaining European fungal fruiting phenology with climate variability, *Ecology*, 99(6)

Arteaga, M. B. y Moreno, C. (2006). Los hongos silvestres comestibles de Santa Catarina de Monte, Estado de México, *Revista Chapingo, Serie: Ciencias forestales y del ambiente*, 12 (2): 125-131

Bahram, M., Polme, S., Koilajp, U., Zarre, S. y Tedersoo, L. (2012). Regional and local patterns of ectomycorrhizal fungal diversity and community structure along an altitudinal gradient in the Hyrcanian forests of northern Iran, *New Phytologist*, 193, 465-473

Bidartondo, M. I., Ellis, C., Kauserud, H., Kennedy, P. G., Lilleskov, E. A., Suhz, L. M. y Andrew, C. (2018). *State of the World's Fungi 2018*, Chapter 9: Fungal response and effects, Kew Botanical Gardens, UK, 64-68

Boddy, L., Buntgen, U., Egli, S., Gange, A.C., Heegaard, E., Kirk, P. M., Mohammad, A. y Kauserud H. (2014). Climate variation effects on fungal fruiting, *Fungal Ecology*, 10; 20-33

Buckeridge, K. M., Zufelt, E., Chu, H. y Grogan, P. (2010). Soil nitrogen cycling rates in low arctic shrub tundra are enhanced by litter feedbacks, *Plant and Soil*, 330 (1-2), 407-421

Büntgen, U., Egli, S., Galván, J. D., Diez, J. M., Aldea, J., Latorre, J. y Martínez-Peña, F. (2015). Drought-induced changes in the phenology, productivity and diversity of Spanish fungi, *Fungal Ecology*, 16: 6-18

Cameron, E. K., Martins, I. S., Lavelle, P., Mathieu, J., Tedersoo, L., Bahram, M., Gottschal, F., Guerra, C. A., Hines, J., Patoine, G., Siebert, J., Winter, M., Cesarz, S., Ferlian, O., Kredt, H., Lovejoy, T. E., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Pereira, H. M., Philips, H. R. P., Settele, J., Wall, D. H. y N. Eisenhauer. (2019). Global mismatches in aboveground and belowground biodiversity. *Conservation Biology*.

Cantoral E., Almeida L., Cifuentes J., León L., Martínez A., Nieto A., Mendoza P., Villarruel J. L., Aguilar V., Ávila V., Olgún H. y Puebla F. (2009). La biodiversidad de una cuenca en la ciudad de México, México, *Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Núm. 94, abril-junio*, 28-33

Castillo Agüero, S., Martínez Orea, Y., y Romero Romero, M.A. (2016). *Las malezas de la cuenca del río Magdalena*, Ciudad de México, México, La prensa de ciencias

Chacón, S. y Guzmán, G. (1995). Observations on the phenology of ten fungal species in the subtropical forest at Xalapa, México, *Mycological Research*, 99:54-56

Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*, Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S. C, México

Challenger, A. (2003). Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación, En Sánchez, O., Vega, E., Peters, E. y Monroy-Vilchis, O. (Ed), *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México* (pp.17-45), México, Instituto Nacional de Ecología

Chen, C. R., Condrón, L. M. y Xu, Z. H. (2008). Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: A review, *Forest Ecology and Management*, 255, 396-409

Clench, H.K., 1979, How to make regional lists of butterflies: some thoughts, *Journal of the Lepidopterists Society*, 33: 216-231

Coince, A., Cordier, T., Lengelle, J., Defosse, E., Vacher, C., Robin, C., Buée, M. y Marcais, B. (2014). Leaf and root-associated fungal assemblages do not follow similar elevational diversity patterns, *PloS One*, 9 (6), 366-370

Cruz-Ruiz, E., Cruz-Ruiz, A., Aguilera-Gómez, L. I., Norman-Mondragón, H. T., Velázquez, R. A., Nava-Bernal, G., Dendooven, L. y Reyes-Reyes, B. G. (2012). Efecto en las características edáficas de un bosque templado por el cambio de uso de suelo, *Terra Latinoamericana*, 30 (2), 189-197

Delgadillo-Duran, E. (2011). *Productividad primaria neta de los bosques templados de la Cuenca del Río Magdalena*, (Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Dickie, R. y Reich, P. (2005). Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges, *Journal of Ecology*, 93: 244-255

Dighton, J., Poskitt, J. y Howard, D. (1986). Changes in occurrence of basidiomycete fruit body during forest stand development with specific reference to mycorrhizal species, *Transactions of British mycology society*, 87: 163-171

Dobler C. E. (2010), *Caracterización del clima y su relación con la distribución de la vegetación en el suroeste del D.F., México*, (Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Eldrige, D. J. y Delgado-Baquerizo, M. (2018). Functional groups of soil fungi decline under grazing, *Plant and Soil*, 426 (1-2), 51-60

Ferris, R., Peace, A. J. y Newton, A. C., (2000). Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten.) plantations in England: relationships with site factors and stand structure, *Forest Ecology and Management*, 131, 255-267

Filippova, N.V., Mourgues, A. y Philippe, F. (2014). Notes on the phenology of fungi in ombrotrophic bog, *ДООуГИК*, 9 (1), 3-16

Galeana-Pizaña, J.M. (2008). *Estimación del contenido y potencial de carbono, su valoración económica, en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México*, (Tesis de Licenciatura, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México), 74 p.

Gange, A.C., Heegaard, E., Boddy, L., Andrew, C., Kirk, P., Halvorsen, R., Kuyper, T. W., Bassler, C., Diez, J., Heilman-Clausen, J., Hoiland, K., Buntgen, U. y Kauserud, H. (2018). Trait-dependent distributional shifts in fruiting of common British fungi, *Ecography*, 41(1)

García, E. M. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen*, 2ª. Ed., Universidad Nacional Autónoma de México, México, 246.

García-Morales, I. (2008). *Contribución al estudio etnomicológico en el Distrito Federal, Delegación Magdalena Contreras*, (Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México, 105 p.

Gómez, C. M., Castellanos, B. J. F., Zamora-Martínez, M. C., Cano, M. A., Bravo. E., Rodríguez G. y Valdez. M. (2002), Factores limitantes para la conservación del hongo blanco de ocote en Oaxaca, En; *Memorias del VII Foro Estatal de Investigación Científica y Tecnológica*, CONACYT-SIBEJ, Oaxaca, México, 173-177

Gómez-Reyes, V. M., Tinoco-Molina, O., Terrón-Alfonso, A., Gómez-Peralta, M., Tena-Morelos, C. A., y F. Garza-Ocañas. (2014). Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos, *Revista Mexicana de Micología*, 39, 21-30

Guzmán, G. (1977). *Identificación de los hongos comestibles, venenosos, alucinantes y destructores de madera*, México, Limusa

Guzmán, G. (1995). La diversidad de hongos en México, *Ciencias*, 39; 52-57

Guzmán-Ramírez, D. A. (2016). *Comunidad de macromicetos xilosaprobios en el bosque de Abies religiosa en la cuenca del río Magdalena D.F. México*, (Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Halme, P. y Kotiaho, J. (2012). The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity research, *Biodiversity and Conservation*, 21, 205- 219

Halme, P., Heilmann-Clausen, J., Rama, T., Kosonen, T. y Kunttu, P. (2012). Monitoring fungal biodiversity- towards an integrated approach, *Fungal Ecology*, 5 (6), 750-758

Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Lo, K., Lea, D. W. y Medina-Elizade, M. (2006). Global temperature change, *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 103 (39), 14288-14293

Hawksworth, D. L. (2001). The magnitude of fungal diversity: 1.5 million species estimate revisited, *Mycological Research* 105:1422-1432.

Herrera T. y Ulloa M. (1990). *El reino de los hongos; micología básica y aplicada*, UNAM, Fondo de cultura económica, México, 552 p.

Hofmeister, J., Hosek, J., Brabec, M., Dvorák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Kríz, M., Borovicka, J., Beták, J., y Vasutova, M. (2014). Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for microfungi, *Biodiversity and Conservation*, 23, 2015-2031

Högberg, M. N., Högberg, P. y Myrold, D.D. (2007). Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three?, *Oecologia*, 150: 590

Jiménez-Valverde, A. y Hortal J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos, *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161

Julca-Otiniano, A., Meneses-Florían L., Blas-Sevillano R. y Bello-Amez D. (2006). La materia orgánica, importancia y experiencias de su uso en la agricultura, *IDESIA*, 24(1): 49-61

Kausserud, H., Heegaard, E., Buntgen, U., Halvorsen, R., Egli, S., Senn-Irlet, B., Krisai-Greilhuber, I., Dämonf, W., Sparksg T., Nordéna, J., Høilanda, K., Kirkh, P., Semenovi, M., Boddy, L. y Stenseth, N. C. (2012). Warming-induced shift in European mushroom fruiting phenology, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(36): 12288-14493

Kibby, G. (1992). *An Illustrated Guide to Mushrooms and Other Fungi of Britain and Northern Europe*, Italy, Parkgate Books, 192

Koleff, P., Gaston, K.J, y Lennon, J.J. (2003). Measuring *beta* diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72:367-382.

Körner, C. (2007). The use of “altitude” in ecological research, *Trends in Ecological Evolution*, 22, 569-574

Lilleskov, E. A. y Bruns, T. D. (2003). Root colonization dynamics of two ectomycorrhizal fungi of contrasting life history strategies are mediated by addition of organic nutrient patches, *New phytologist*, 159:141-151

Lov, J. y González-Oreja, J.A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon, *Acta ecológica lilloana*, 56 (1-2): 3-14

Martínez-García, L. B., Richardson, S. J., Tylianakis, J. M., Peltzer, D. A. y Dickie, I. A. (2015). Host identity is a dominant driver of mycorrhizal fungal community composition during ecosystem development. *New Phytologist*. 205: 1565–1576.

Matsuka, S., Mori, A. S., Kawaguchi, E., Hobara, S. y Osono, T. (2016). Disentangling the relative importance of host tree community, abiotic environment, and spatial factors on ectomycorrhizal fungal assemblages along an elevation gradient, *FEMS Microbiology Ecology*, 92 (5)

Matsuoka, S., Ogisu, Y., Sakoh, S., Hobara, S. y Osono, T. (2018). Taxonomic, functional and phylogenetic diversity of fungi along primary successional and elevational gradients near Mount Robson, British Columbia, *Polar Science*, en proceso de publicación

McCauley, A., Jones, C. y Olson-Rutz, K. (2017). Soil pH and Organic Matter, *Nutrient Management*, 8: 1-16

McCune, B., Grace, J. B. y Urban, D. L. 2002. *Analysis of Ecological Communities*, United States of America, MJM, 300p

Méndez, C. (2002). *Influencia de humedad edáfica en la producción de Tricholoma magnivelare (Peck) Redhead (Fungi) en Ixtlan, Oaxaca*, (Tesis de Licenciatura, Instituto tecnológico y agropecuario No. 23 de Oaxaca, Xoxocotlan, Oaxaca), México, 70

Miller, O. (1982). Mycorrhizae, mycorrhizal fungi, and fungal biomass in subalpine tundra at Eagle Summit, Alaska, *Holarctic Ecology*, 5: 125-134

Mihail, J., Bruhn, J. y Bonella, P. (2007). Spatial and temporal patterns of morel fruiting, *Mycological Research*, 3: 339-346

Molina, R., Massicotte, H. y Trappe, J. M. (1992). Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses; Community-ecological consequences and practical implications, In: Allen, M. F., (Ed), *Mycorrhizal functioning: An integrative plant process*, Chapman and Hall, New York, USA, 357-423

Montoya, S., López, D. M. y Segura, B. (2018). Influencia de la luz azul sobre la productividad del cultivo sólido de *Ganoderma lucidum*, *Revista colombiana de biotecnología*, XX (1); 51-58

Moreno, C.E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*, M&T-Manuales y Tesis, p. 16

Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología, Bolivia, *BIOFOL*, 85.

Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*, EUA, Wiley, 547 p.

Mueller, G. M., Schmit, J.P., Leacock, P.R., Buyck, B., Cifuentes, J., Desjardin, D. E., Halling, R. E., Hjortstam, K., Iturriga, T., Larsson, K. H., Lodge, D. J., May, T. W., Minter, D., Rajchenberg, M., Redhead, S. A., Ryvarden, L., Trappe, J. M., Watling, R. y Wu, Q. (2007). Global diversity and distribution on macrofungi, *Biodiversity and conservation*, 16 (1), 37-48

Munguía, P., Guzmán- Davalos, L. y Rodríguez, O. (2003). Macromycete phenological approximations in western Mexican forests, *The Southwestern Naturalist*, 48 (4): 661-665

Nava-López, M. (2003). Los bosques de la Cuenca alta del río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad, (Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México, 90 p.

Núñez, M. (1996). Fructification of Polyporaceae s.l. (Basidiomycotina) along a gradient of altitude and humidity in the Guanacaste Conservation Area (Costa Rica), *Journal of Tropical Ecology*, 12 (6), 893-898

O'Hanlon, R. y Harrington, T. J. (2012). Macrofungal diversity and ecology in four Irish forest types, *Fungal Ecology*, 5 (5), 499-508

Osono, T. (2007). Ecology of ligninolytic fungi associated with leaf litter decomposition, *Ecological Research*, 22, 955-974

Osono, T. y Hirose, D. (2009). Altitudinal distribution of microfungi associated with *Betula ermanii* leaf litter on Mt. Rishiri, northern Japan, *Canadian journal of microbiology*, 55, 783-789

Peay, K. G., Baraloto, C., Fine, P. V. A. (2013), Strong coupling of plant and fungal community structure across western Amazonian rainforests. *International. Society Microbiology Ecology Journal*, 7, 1852–1861.

Pérez-Pazos, E. (2014). *Estructura de la comunidad de macromicetos del paraje “El Pantano” del Parque Nacional Desierto de los Leones, México, D.F.*, (Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Pinna, S., Gévry, M.F., Côté, M. y Sirois, L. (2010), Factors influencing fructification phenology of edible mushrooms in a boreal mixed forest of Eastern Canada, *Forest Ecology and Management*, 260, 294-301

Plaviali, R. (2018). Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming, *Earth-Science Reviews*, 185: 544-571

Phillips R. (2010). *Mushrooms and Other Fungi of North America*, China, Fireflybooks, 384 p.

Purhonen, J., Huhtinen, S., Kotiranta, H. y Kotiaho, J. S. (2017). Detailed information on fruiting phenology provides new insights on wood-inhabiting fungal detection, *Fungal Ecology*, 27: 175-177

Reynolds, S. G. (1970), The gravimetric method of soil moisture determination, I: A study of equipment, and methodological problems, *Journal of Hydrology*, 11: 258-273

Roberts P. y Evans S. (2011). *The Book of Fungi; a life-size guide to six hundred species from around the world*, China, The University of Chicago Press, 655 p.

Rzedowski J. (1978). *Vegetación de México*, México, Limusa, 302-311

Sánchez- González, A., López-Mata, L., Vibrans, H., 2006, Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del Bosque de Oyamel del Cerro Tláloc, México, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 79, 67-78

Santibáñez-Andrade G. (2009). *Composición y estructura del bosque de Abies religiosa en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del río Magdalena*, (Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Schappe, T., Albornoz, F. E., Turner, B. L., Neat, A., Condit, R. y Jones, F. A. (2017). The role of soil chemistry and plant neighbourhoods in structuring fungal communities in three Panamanian rainforests. *Journal of Ecology*, 105, 569–579.

Schmit, J. P., Murphy, J. F. y Mueller, (1999). Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators, *Canadian Journal of Botany*, 77: 1014-1027

Servicio meteorológico nacional, *Resúmenes mensuales de temperatura y lluvias*, Recuperado de: <https://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias> (última consulta 25 noviembre 2018)

Smith, A. H. (1947). *North American species of Mycena*. Ann Arbor: University of Michigan, pp 521, Recuperado de <http://name.umdl.umich.edu/AGK0806.0001.001>

Soto-Medina, E. y Bolaños-Rojas, A. C. (2013). Hongos macroscópicos en un bosque de niebla intervenido, vereda Chicoral, Valle de Cauca, Colombia, *Biota Colombiana*, 14 (2), 1-12

Stephenson S. L. (2010). *The kingdom of Fungi; The biology of mushrooms, molds, and lichens*, China, Timber Press, 272 p.

Straatsma, G., Ayer, F. y Egli, S. (2001). Species richness, abundance, and phenology of fungal fruit bodies over 21 years in a Swiss forest plot, *Mycological Research*, 105 (5): 515-523

Straatsma, G. y Krisai-Greilhuber, I. (2003). Assemblage structure, species richness, abundance, and distribution of fungal fruit bodies in a seven year plot-based survey near Vienna, *Mycological Research*, 107 (5): 632-640

Sun, Q., Liu, Y., Yaun, H. y Lian, B. (2016). The effect of environmental contamination on the community structure and fructification of ectomycorrhizal fungi, *Microbiology Open*, 6 (1)

Toledo, C. V., Barrietaveña, C. y Rajchenberg, M. (2014). Fenología y variables ambientales asociadas a la fructificación de hongos silvestres comestibles de los bosques andino-patagónicos en Argentina, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 1093-1103

Torres-Gómez, M. (2012). *Disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en dos unidades del paisaje en un Parque Nacional en el eje Neovolcánico*, (Tesis de maestría, Centro de investigaciones en ecosistemas (CIEco), Universidad Nacional Autónoma de México), México

Tóth, B.B. y Feest, A. (2007). A simple method to assess macrofungal sporocarp biomass for investigating ecological change, *Canadian Journal of Botany* 85: 652-658

Tovar-Bustamante, E. G. (2017). *Estructura y composición de la comunidad de macromicetos del bosque de Abies religiosa de la cuenca del río Magdalena, Cd. Mx. México*, (Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Villanueva-Jiménez, E. M., Villegas-Ríos, Cifuentes-Blanco J. y León-Avendaño, H. (2006). Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77: 17-22

Villarruel-Ordaz, J. L. y Cifuentes-Blanco, J. (2007). Macromicetos de la cuenca del Río Magdalena y zonas adyacentes, delegación la Magdalena Contreras, México, D.F., *Revista Mexicana de Micología*, 25: 59-68.

Villarruel-Ordaz, J.L., Cifuentes-Blanco, J. y Machorro-Sámano, S. (2018). Estimación de la riqueza de macromicetos en bosques de oyamel de La Magdalena Contreras, En L., Almeida, J., Carmona, y E., Cantoral, (coord.), *Historia natural y cultural de la cuenca del río Magdalena* (pp 87-106). Ciudad de México, México. 1ª ed. Electrónica [En línea]. Disponible en: tienda.fciencias.unam.mx/. México. Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN: 978-607-30-0914-0.

Weisbecker, C., Wubet, T., Lentendu, G., Kühn, P., Scholten, T., Bruelheide, H. y Buscot, F. (2018). Experimental evidence of functional group-dependent effects of tree diversity on soil fungi in subtropical forests, *Frontiers in Microbiology*, 9: 2312

Whittaker, R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 279–338

Zamora-Martínez, M. C. y Nieto de Pascual C. P. (1995). Natural production of wild edible mushrooms in the southwestern rural territory of Mexico City, Mexico, *Forest Ecology and Management*, 72: 13-20

Zamora-Martínez, M. C. (2012). *El monitoreo de las poblaciones de macromicetos ectomicorrizicos y su relevancia en estudios ecológicos y el manejo sustentable*, (Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), México

Fuentes usadas para la identificación

Breitenchach J. y Kränzlin F., (1984), *Fungi of Switzerland: Vol. 1 Ascomycets*, Mad River Press

California Fungi- *Peziza violacea*; The Fungi of California (2002-2015) Michael Wood & Fred Stevens Myko Web page http://www.mykoweb.com/CAF/species/Peziza_violacea.html (consultado el 27/11/2017)

California Fungi- *Scutellinia scutellata*; The Fungi of California (2002-2015) Michael Wood & Fred Stevens Myko Web, Recuperado de http://www.mykoweb.com/CAF/species/Scutellinia_scutellata.html (consultado el 27/11/2017)

Delgado A., Villegas M., y Cifuentes J. (2005). *Glosario ilustrado de los caracteres macroscópicos en Basidiomycetes con himenio laminar*, México, Las prensas de ciencias, 84

Index Fungorum, (2019), <http://www.indexfungorum.org/Index.htm>

Kuo, M. (2013). Cup fungi. Recuperado de MushroomExpert.com sitio web: <http://www.mushroomexpert.com/cups.html>

Kuo, M. (2013, January). Marasmioid mushrooms. Recuperado de MushroomExpert.Com Web site: <http://www.mushroomexpert.com/marasmioid.html>

Largent D., Baroni T. (1988). *How to identify mushrooms to genus VI: Modern genera*, EUA, Mad River Press Inc, 270

Phillips R., (2010). *Mushrooms and Other Fungi of North America*, China, Fireflybooks, 384

Ramírez I. M. y Villegas R. (2007). El conocimiento de Geoglossaceae en México, *Revista Mexicana de Micología*, 25: 47

Roberts P. y Evans S. (2011), *The Book of Fungi; a life-size guide to six hundred species from around the world*, China, The University of Chicago Press, 655

Anexos

Anexo 1: Listado de especies descritas Tovar Bustamante 2014

<i>Gyromitra</i> sp.	<i>Cyanooboletus pulverulentus</i> (Opat.)
<i>Helotium sensus lato</i> spp.	Gelardi, Vizzini & Simonini
<i>Helvella</i> sp.	<i>Sutorius luridiformis</i> (Rostk.) G. Wu &
<i>Morchella</i> sp.	Zhu L. Yang
<i>Peziza</i> sp.	<i>Suillus</i> sp.
<i>Peziza</i> spp.	<i>Cantharellus aff. cibarius</i> Fr.
<i>Sarcosphaera coronaria</i> (Jacq.) J.	<i>Clavulinopsis aff. luteoalba</i> (Rea)
Schröt	Corner
<i>Humaria</i> sp.	<i>Clavulina</i> spp.
<i>Otidea</i> sp.	<i>Cortinarius croceus</i> (Schaeff.) Gray
<i>Scutellinia</i> spp.	<i>Cortinarius</i> spp.
<i>Sclerotinia</i> sp.	<i>Hemistropharia albocrenulata</i> (Peck)
<i>Oxyporus</i> sp.	Jacobsson & E. Larss
<i>Coprinus</i> spp.	<i>Phaeocollybia christinae</i> (Fr.) R. Heim
<i>Cyathus</i> sp.	<i>Phaeocollybia</i>
<i>Lepiota complex. clypeolaria</i> (Bull.) P.	<i>Calocera</i> spp.
Kumm.	<i>Dacrymyces</i> spp.
<i>Leucoagaricus</i> sp.	<i>Entoloma</i> sp.
<i>Lycoperdon umbrinum</i> Pers.	<i>Nolanea</i> sp.
<i>Amanita gemmata</i> (Fr.) Bertill.	<i>Climacocystis borealis</i> (Fr.) Kotl. &
<i>Amanita pantherina</i> (DC.) Krombh.	Pouzar.
<i>Amanita rubescens</i> Pers.	<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.) P. Karst.
<i>Pseudohydnum gelatinosum</i> (Scop.) P.	<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P.
Karst.	Karst.
<i>Auricularia</i> sp.	<i>Ramaria aff. flava</i> (Schaeff.) Quéf.
<i>Hydnellum conrescens</i> (Pers.) Banker	<i>Turbinellus floccosus</i> (Schwein.) Earle
<i>Sarcodon scabrosus</i> (Fr.) P. Karst.	<i>Laccaria</i> sp.
<i>Conocybe</i> sp.	<i>Hygrocybe conica</i> (Schaeff.) P. Kumm.
<i>Boletus complex. edulis</i> Bull.	<i>Hygrophorus</i> spp.
<i>Boletus michoacanus</i> Singer	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen)
	Maire

Trametes aff. abietinum (Pers. ex J.F. Gmel.) Ryvarden
Trametes versicolor (L.) Lloyd
Galerina spp
Hebeloma spp.
Crepidotus sp.
Inocybe adaequata (Britzelm.) Sacc.
Inocybe albomarginata Velen.
Inocybe aff. bresadolae Masee
Inocybe calamistrata (Fr.) Gillet
Inocybe cookei Bres.
Inocybe geophylla (Bull.) P. Kumm.
Inocybe geophylla var. lilacina (Peck) Gillet
Inocybe complex. rimosa (Bull.) P. Kumm.
Inocybe complex. bongardii (Weinm.) Quéf.
Inocybe complex. tarda Kühner
Inocybe spp.
Inocybe petiginosinae (Fr.) Gill
Simocybe spp.
Campanella caesia Romagn.
Clitocybula lacerata (Scop.) Métrod
Marasmius spp.
Mycena gpo. saccharifera (Berk. & Broome) Gillet
Mycena spp.
Mycena galopus (Pers.) P. Kumm.
Mycena pura (Pers.) P. Kumm.
Gymnopus sp.
Marasmiellus spp.
Cyptotrama asprata (Berk.) Redhead & Ginns
Flammulina sp.
Oudemansiella sp.
Hohenbuehelia petaloides (Bull.) Schulzer
Hohenbuehelia sp.
Pluteus sp.
Picipes melanopus (Pers.) Zmitr. & Kovalenko
Psathyrella spp.
Rickenella sp.
Lactarius complex. deliciosus (L.) Gray

Lactarius complex. rufus (Scop.) Fr.
Lactarius sp.
Russula sanguinea Fr.
Russula aff. nigricans Fr.
Russula aff. abietina Peck.
Russula aff. murrillii Burl.
Russula aff. xerampelina (Schaeff.) Fr.
Russula aff. consobrina Fr.
Russula cf. pectinatoides Peck.
Russula spp.
Tremellodendron sp.
Stereum spp.
Hypholoma aff. fasciculare (Huds.) P. Kumm.
Pholiota spp.
Thelephora sp.
Tremella spp.
Clitocybe spp.
Collybia sp.
Tricholoma spp.

**Anexo 2: Listado de especies y
géneros encontrado en el muestreo
2017 en el bosque de *Abies
religiosa***

ASCOMYCOTA

Geastraceae

Sphaerobolus aff.
stellatus Tode

Helotiaceae

Chlorociboria sp.
Helotium sensu lato spp.

Helvellaceae

Helvella lacunosa Afzel

Leotiaceae

Leotia lubrica (Scop.)
Pers.

Morchellaceae

Morchella sp.

Pezizaceae

Peziza spp.
Peziza violacea Pers.
Sarcosphaera coronaria
(Jacq.) J. Schröt
Sclerotinia sp.

Pyronemataceae

Humaria sp.
Otidea sp.
Scutellinia aff. scutellata
(L.) Lambotte

Xylariaceae

Hypoxylon spp.

BASIDIOMYCOTA

Agaricaceae

Agaricus sp.
Bovista fusca Lévl.
Coprinus spp.
Cortinarius spp.
Lepiota sp.
Lycoperdon umbrinum
Pers.

Tricholoma spp.

Amanitaceae

Amanita gemmata (Fr.)
Bertill.
Amanita pantherina
(DC.) Krombh

Auriculariaceae

Pseudohydnum
gelatinosum (Scop.) P.
Karst

Auriscalpiaceae

Hohenbuehelia sp.

Bankeraceae

Sarcodon scabrosus (Fr.)
P. Karst.

Bolbitiaceae

Conocybe sp.

Boletaceae

Boletus michoacanus
Singer
Cyanoboletus
pulverulentus (Opat.)
Gelardi, Vizzini &
Simonini
Gyroporus castaneus
(Bull.) Quéf.
Sutorius luridiformis
(Rostk.) G. Wu & Zhu L.
Yang
Porphyrellus sp.

Cantharellaceae

Cantharellus aff.
cibarius Fr.

Clavariaceae

Clavulina coralloides
(L.) J. Schröt
Clavulina sp.
Clavulinopsis luteoalba
(Rea) Corner
Ramariopsis sp.

Cortinariaceae

- Cortinarius croceus*
(Schaeff.) Gray
Cortinarius spp.
Crepidotus sp.
- Cyphellaceae**
Resupinatus sp.
- Dacrymicetaceae**
Calocera sp.
Dacrymyces spp.
Ditiola sp.
- Entolomaceae**
Entoloma sp.
Pluteus sp.
- Fomitopsidaceae**
Fomitopsis pinicola
(Sw.) P. Karst.
- Gloeophyllaceae**
Gloeophyllum sepiarium
(Wulfen) P. Karst.
- Hygrophoraceae**
Hygrophorus sp.
- Hymenogasteraceae**
Coltricia perennis (L.)
Murrill
Hebeloma spp.
Phaeocollybia christinae
(Fr.) R. Heim
Phaeocollybia sp.
- Inocybaceae**
Inocybe albomarginata
Velen.
Inocybe bresadolae
Massee
Inocybe calamistrata
(Fr.) Gillet
Inocybe erinaceomorpha
Stangl & J. Veselský
Inocybe geophylla (Bull.)
P. Kumm
Inocybe gpo. rimosa
(Bull.) P. Kumm.
- Inocybe spp.*
- Marasmiaceae**
Calyptella capula
(Holmsk.) Quél.
Campanella caesia
Romagn.
Clitocybula lacerata
(Scop.) Métrod
Marasmius aff. siccus
(Schwein.) Fr.
Marasmius spp.
Gymnopus perforans
(Hoffm.) Antonín &
Noordel.
Mycetinis scorodoni
(Fr.) A.W. Wilson &
Desjardin
- Meripilaceae**
Obba rivulosa (Berk. &
M.A. Curtis)
- Mycenaceae**
Favolaschia roldana
Pérez-Ram., Cifuentes,
Cappello & Villarr.-Ord.
Mycena gpo.
saccharifera (Berk. &
Broome) Gillet
Mycena leucogala
(Cooke) Sacc.
Mycena spp.
- Omphalotaceae**
Marasmiellus sp.
- Physalacriaceae**
Cyptotrama asprata
(Berk.) Redhead &
Ginns
- Polyporaceae**
Climacocystis borealis
(Fr.) Kotl. & Pouzar
Oligoporus caesius
(Schrad.) Gilb. &
Ryvarden

Postia caesia (Schrad.)

P. Karst.

Psathyrellaceae

Psathyrella spp

Repetobasidiaceae

Rickenella sp.

Russulaceae

Lactarius comp.

deliciosus (L.) Gray

Lactarius gpo. rufus
(Scop.) Fr.

Russula aff. abietina
Peck.

Russula aff. murrilli
Burl.

Russula gro. consobrina
(Fr.) Fr.

Russula gpo. nigricans
Fr.

Russula sanguinea Fr.

Russula spp.

Russula aff. xerampelina
(Schaeff.) Fr.

Sebacinaceae

Tremellodendron sp.

Sebacina sp.

Stereaceae

Stereum sp.

Strophariaceae

Galerina spp.

Thelephoraceae

Thelephora sp.

Thelephora terrestris
Ehrh.

Tomentella sp.

Tremellaceae

Exidia nigricans (With.)

P. Roberts

Guepinia helvelloides
(DC.) Fr.

Tremella mesenterica

J.F. Gmel

Tricholomataceae

Clitocybe spp.

Omphalina sp.

Anexo 3: Cambios de la abundancia en especies compartidas del 2014-2017

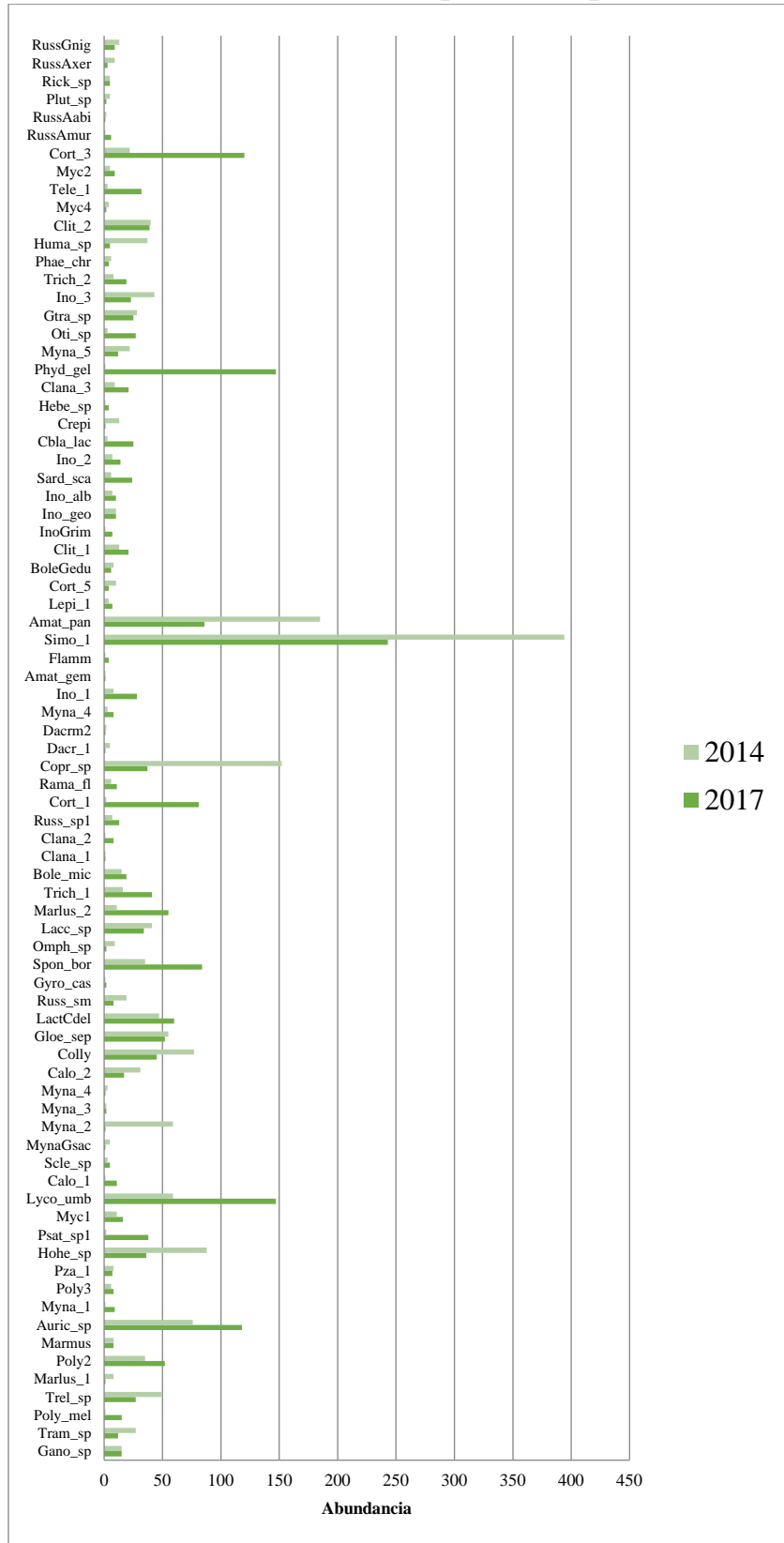


Figura 26. Grafica de los cambios en la abundancia de las especies compartidas (2014 a 2017)

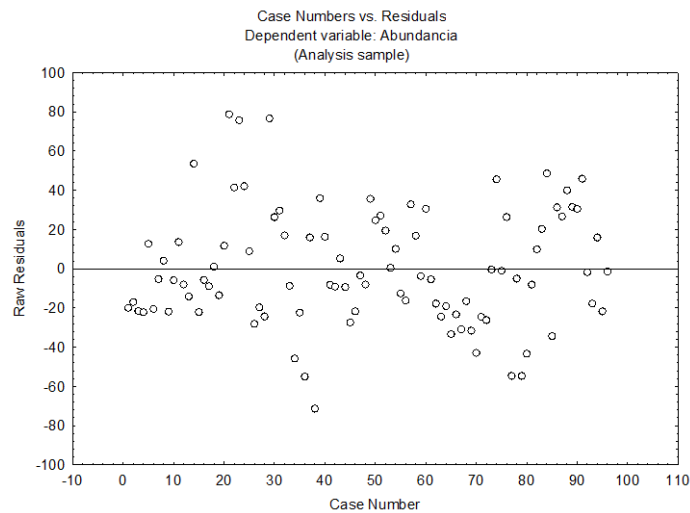
Anexo 4. Comprobación de los supuestos de la ANOVA por bloques

1) Prueba de Harley-Bartlett

Prueba de homogeneidad de varianzas Efecto: parcela					
	Hartley - F-max	Cochran - C	Bartlett - Chi-Sqr.	gl	p
Abundancia	5.448352	0.238048	13.74898	7	0.055830

La prueba de Harley-Bartlett nos permite conocer si la varianza es homogénea. En esta prueba encontramos que $p= 0.055$, dado a que es mayor a 0.05 no se puede rechazar la hipótesis de heterogeneidad y así concluimos que la varianza es homogénea cumpliendo con otro de los supuestos.

2) Independencia de los residuos



En esta prueba observamos la no correlación de los datos, la cual podemos observar al no mostrarse patrones determinados en los residuos de los tratamientos y bloques. Se cumple con el supuesto de que Eij (características no comunes entre los tratamientos y los bloques) son independientes.

3) Normalidad de los datos

Dado a que las pruebas de Shapiro Wilks y Kolmogorov Smirnov salen con un valor de p mayor a 0.05 podemos decir que nuestros datos empleados presentan una distribución normal.

