



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

SISTEMÁTICA

**DIVERSIDAD Y TAXONOMÍA DE LOS HONGOS MACROSCÓPICOS EN EL
BOSQUE DE ENCINO DE LA CUENCA DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

LISETTE CHÁVEZ GARCÍA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. SIGFRIDO SIERRA GALVÁN

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JOAQUÍN CIFUENTES BLANCO

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

DRA. ADRIANA MONTOYA ESQUIVEL

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, UAT

CIUDAD UNIVERITARIA, CD. MX., AGOSTO, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

SISTEMÁTICA

**DIVERSIDAD Y TAXONOMÍA DE LOS HONGOS MACROSCÓPICOS EN EL
BOSQUE DE ENCINO DE LA CUENCA DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

LISETTE CHÁVEZ GARCÍA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. SIGFRIDO SIERRA GALVÁN

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JOAQUÍN CIFUENTES BLANCO

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

DRA. ADRIANA MONTOYA ESQUIVEL

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, UAT

CIUDAD UNIVERITARIA, CD. MX., 2021

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

OFICIO CPCB/598/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión virtual del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 11 de enero de 2021 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **SISTEMÁTICA** de la estudiante **CHÁVEZ GARCÍA LISETTE** con número de cuenta **308034282** con la tesis titulada "**DIVERSIDAD Y TAXONOMÍA DE LOS HONGOS MACROSCÓPICOS EN EL BOSQUE DE ENCINO DE LA CUENCA DE MÉXICO**", realizada bajo la dirección del **DR. SIGFRIDO SIERRA GALVÁN**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO
Vocal: DRA. MARÍA DEL CARMEN AUXILIO GONZÁLEZ VILLASEÑOR
Vocal: DRA. PATRICIA VÉLEZ AGUILAR
Vocal: DR. JOSÉ JUAN FLORES MARTÍNEZ
Secretario: DR. JOAQUÍN CIFUENTES BLANCO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 22 de junio de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Unidad de Posgrado, Edificio D, 1º Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme educación de calidad y los medios necesarios para realizar mis estudios de maestría permitiéndome continuar con mi formación académica.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca 923603 que me permitió iniciar y continuar con mis estudios de maestría.

A mi tutor, el Dr. Sigfrido Sierra Galván, por todas las enseñanzas y conocimiento compartido durante estos nueve años. Tu apoyo, confianza, paciencia y estar en todo momento, hicieron que me desarrollara y forjara académicamente. Gracias por estar desde el comienzo y hasta el culmino de este trabajo. ¡Gracias infinitas por todo!

A los miembros de mi comité tutorial, la Dra. Adriana Montoya Esquivel y el Dr. Joaquín Cifuentes Blanco, por guiarme, acompañarme, motivarme y enseñarme durante este proyecto. Sus valiosos y tan asertivos comentarios hicieron fortalecer mis puntos débiles y permitieron que este proyecto se desarrollara de forma satisfactoria. Gracias por todas las pláticas tan agradables llenas de conocimiento que tuvimos y por dejarme aprender de ustedes, los admiro enormemente.

Agradecimientos personales

Al Dr. Sigfrido Sierra Galván, mi tutor y gran amigo, gracias por darme un espacio en tu equipo de trabajo y por todo el apoyo que siempre me has brindado. Hace unos años estábamos en el mismo salón de clase, tu como mi profesor y yo como estudiante, ahora tengo la oportunidad y fortuna de compartir esa misma aula, pero esta vez los dos como docentes. ¡Gracias por todas tus enseñanzas Sig!

A la Dra. Sandra García de Jesús, por su disponibilidad en apoyarme, enseñarme, orientarme y aclararme todas las dudas que me surgían en los análisis de datos que se pusieron en práctica en este trabajo. Gracias por compartirme su conocimiento y su tiempo.

A los miembros de mi jurado Dra. Silvia Castillo Argüero, Dra. María del Carmen Auxilio González Villaseñor, Dra. Patricia Vélez Aguilar, Dr. José Juan Flores Martínez y Dr. Joaquín Cifuentes Blanco, sus comentarios, sugerencias, opiniones, observaciones y recomendaciones, enriquecieron sustancialmente este trabajo e hicieron que culminara de la mejor manera posible.

A la Bióloga Lilia Pérez Ramírez, por enseñarme y ayudarme en la identificación de algunos ejemplares. Gracias por todas las pláticas llenas de conocimiento, por alentarme en todo momento y no permitir que me diera por vencida.

A las personas que me ayudaron en campo: Sigfrido Sierra, Daniela Guzmán, Aarón Gutiérrez, Guadalupe Galván, Luis Venegas, Misael Garrido e Isela Quintero. Su compañía y ayuda fue fundamental en este proyecto.

A mis alumnos de los grupos 5089, 5148, 5095, 5123, 5154 de Biología de Hongos y 5444 del Taller DAEMSEL, todos ustedes formaron parte de mi camino en la maestría y además fueron mis cómplices en el mundo de la docencia, por ustedes tuve la oportunidad de desempeñarme como profesora y me motivaron a continuar preparándome académicamente, espero haberles transmitido un poco de lo que sé del apasionante reino de los hongos. ¡A extender ese micelio!

A mi familia y amigos

A mi mamá Rosa García Sánchez y mi papá Miguel Chávez Maldonado. Son los pilares fundamentales de mi vida. Todos sus esfuerzos hicieron posible que llegara hasta aquí. La persona que soy hoy en día es por ustedes. Gracias por educarme, procurarme, guiarme y cuidarme con tanto amor, por su apoyo incondicional, enseñándome a ser feliz día con día. Son mi ejemplo y maestros de vida ¡Los amo muchísimo! Gracias por todo y por tanto.

A mi hermano Miguel Ángel y mis hermanas Cecilia y Karina. Son los mejores hermanos que puedo tener. Estoy tan orgullosa de ustedes y celebro cada uno de sus logros. Gracias, por su apoyo incondicional y sus consejos, por enseñarme que si lucho por lo que quiero no hay imposibles para lograrlo. Gracias por hacer mis días tan felices, por todas las risas, vivencias y tiempo compartido ¡Los amo muchísimo!

A Natalia, mi pequeña Nat, gracias por elegirme como cómplice y compañera de tus travesuras, por hacerme sentir niña de nuevo. Ten por seguro que tu tía Llis te ama mucho, mucho, mucho y adora verte crecer, sigue siendo esa niña tan risueña, valiente, curiosa y sin miedos, que disfruta de la vida. Siempre estaré para ti.

Al resto de mi familia de la CDMX y la que radica en Santa Lucía Sosola Etlá, Oaxaca, en especial a mi tío Jacobo y mi abuelita Guadalupe. Por siempre estar al pendiente de nosotros.

A Isela Quintero Pérez, mi mejor amiga, mi compañera de aventuras y de vida. Gracias por estar ahí siempre y compartir un montón de experiencias, por apoyarme, ayudarme e impulsarme a ser una mejor versión de mí, tanto en lo profesional como en lo personal, lo logramos. Y además ¡La aventura continúa! ¡Te amo!

A Yael García e Isabel Ángeles. Gracias por su amistad, aunque tomamos caminos profesionales diferentes nos hemos visto crecer y me hace inmensamente feliz verlas realizadas. ¡Las amo!

A mis amigos, Benjamín y Micho. Gracias por todos los buenos momentos compartidos, por su apoyo, consejos, enseñanzas y por qué siempre están cuando los necesito y están al pendiente de mí. ¡Los amo!

A mis fungiamigos del laboratorio: Sig, Areli, Dany, Lupita, Luis y Aaroncin. Por hacer tan agradable todo este recorrido, donde la música y las risas nunca hicieron falta.

Índice

Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción	3
1.1 Diversidad de hongos	3
1.2 Inventarios taxonómicos	4
1.3 Bosque de encino	6
2. Objetivos	8
2.1 Objetivo general	8
2.2 Objetivos particulares	8
3. Antecedentes	9
4. Justificación	14
5. Área de estudio	15
6. Metodología	17
6.1 Muestreo y recolección de los ejemplares	17
6.2 Manejo de los ejemplares en el laboratorio	17
6.3 Determinación taxonómica de los ejemplares y listado taxonómico	18
6.4 Análisis de datos	20
6.4.1 Parámetros empleados para el análisis de la información	20
6.4.2 Riqueza de cada taxón	20
6.4.3 Completitud del inventario taxonómico mediante estimadores de riqueza	21
6.4.4 Completitud del inventario taxonómico mediante la cobertura de la muestra	22
6.4.5 Riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica	22
6.4.6 Comparación de la composición taxonómica y de especies entre las localidades	24
7. Resultados	26
7.1 Determinación taxonómica de los ejemplares y listado taxonómico	26
7.2 Riqueza de cada taxón	30
7.2.1 Riqueza de Phyla, Subphyla y Clases	30
7.2.2 Riqueza de cada orden de hongos macroscópicos	31
7.2.3 Riqueza de cada familia de hongos macroscópicos	32

7.3 Completitud del inventario taxonómico mediante estimadores de riqueza	35
7.4 Completitud del inventario taxonómico mediante la cobertura de la muestra	38
7.5 Riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica	40
7.6 Comparación de la composición taxonómica y de especies entre las localidades	41
8. Discusión	45
9. Conclusiones	59
10. Referencias bibliográficas	60
Anexo I	77
Anexo II	88

Resumen

Los bosques de encino de la Cuenca de México cuentan con pocos estudios sobre el estado de su diversidad. Como resultado, con excepción de algunos inventarios biológicos sobre su flora y fauna, estos bosques carecen de información sistematizada y actualizada sobre la composición de sus especies de hongos macroscópicos, tanto de forma permanente como temporalmente. La información que brindan los inventarios biológicos de hongos macroscópicos es esencial para planificar su manejo y procurar su protección. Este trabajo es el primer estudio micológico que se lleva a cabo en esta zona y tiene como objetivo, contribuir con el inventario de los hongos macroscópicos presentes en los bosques de encino de la Cuenca de México, además de analizar su diversidad. Se presenta un inventario taxonómico, resultado de 10 años de muestreo, en donde se obtuvieron 541 ejemplares, de las cuales se identificaron 243 especies, pertenecientes a dos phyla, dos subphyla, seis clases, 20 órdenes, 63 familias, y 105 géneros. Se estimó la completitud del inventario de cada sitio, así como para la Cuenca de México mediante estimadores de riqueza como ICE, Chao 2, Jack 1, Jack 2 y Bootstrap, así como también con la cobertura de la muestra. Los resultados de estos últimos mostraron valores similares, obteniendo una completitud del 80 % y 72 %, respectivamente. La curva de acumulación de especies no llegó a una asíntota, ya que el muestreo no fue continuo en todos los años, para cada una de las localidades y también puede deberse a que las estimaciones que se tienen hasta el momento no representan la diversidad de hongos macroscópicos existente. La diversidad se estimó calculando el índice de Margalef, el índice de Shannon e índice de distancia taxonómica promedio, obteniendo valores que reflejan una diversidad alta. Se comparó la composición de especies entre las localidades, utilizando el índice de similitud Jaccard. La composición taxonómica entre las localidades se comparó mediante el índice de similitud taxonómica. La similitud de especies varió del 10 % a 19.5 % mientras que la similitud taxonómica varió 23.9 % al 35.6 %. Las especies más representativas, considerando su abundancia son: *Scleroderma cepa*, *Gymnopus dryophilus*, *Amanita virosa*, *Exidia aff. ambipapillata*, *Cantharellus complex. cibarius*, *Crepidotus mollis*, *Lycoperdon molle* y *Tremella aff. fibulifera*. Con los resultados obtenidos en este estudio se determinó que la diversidad de los hongos macroscópicos en el bosque de encino es superior a vegetaciones como pino, encino-pino, pino-encino, oyamel-pino y mixta.

Abstract

The diversity of macrofungi in Quercus forests in the Mexico Basin is poorly studied. As a result, and with a few exceptions of biological flora and fauna inventories, current and systematic information of the fungi macroscopic composition present in this type of forest, both permanent and temporary, is still lacking. This information is essential to a better management and protection of these species. This work represents the first mycological study of the area, and it aims to contribute to local fungi macroscopic inventories in addition to analyzing their diversity. We present a current taxonomic inventory as a result of 10 years of sampling. We collected 541 specimens, from which we identified 243 species that belong to two phyla, two subphyla, six classes, 20 orders, 63 families and 105 genera. We estimated the inventory completeness, from every sampling site within the Mexico Basin, through the evaluation of richness estimators, such as ICE, Chao 2, Jack 1, Jack 2 and Bootstrap. The sample coverage shows similar values. We found completeness levels of 80 % for the inventory and 72 % for the sample coverage. The species accumulation curve did not approach an asymptote. Since the sampling was not continuous in all the years, for each of the localities and it may also be this shows that the current sampling and estimations do not represent the real existing fungi macroscopic diversity. The diversity was analyzed using the Margalef index, the Shannon index, and the average taxonomic distance index, was calculated. The resulting values reflect high diversity. Additionally, the species composition between two localities was compared using the Jaccard similarity index. The taxonomic composition between the localities was compared using the taxonomic similarity index. The species similarity ranged from 10 % to 19.5 %, while the taxonomic similarity went from 23.9 % to 35.6 %. The most representative species in terms of abundance are *Scleroderma cepa*, *Gymnopus dryophilus*, *Amanita virosa*, *Exidia aff. ambipapillata*, *Cantharellus complex. cibarius*, *Crepidotus mollis*, *Lycoperdon molle* y *Tremella aff. fibulifera*. With the results obtained in this study, it was determined that the diversity of macroscopic fungi in the oak forest is higher to vegetations such as pine, oak-pine, pine-oak, oyamel-pine and mixed.

1. Introducción

1.1 Diversidad de hongos

El reino Fungi representa uno de los acervos más grandes de biodiversidad con funciones ecológicas cruciales en todos los ecosistemas y con una gran variabilidad morfológica (Aguirre-Acosta et al., 2014). Los hongos son organismos que se encuentran ampliamente distribuidos ya que habitan cualquier sitio que tenga materia orgánica disponible, una temperatura comprendida entre -5 °C y 62 °C (Herrera y Ulloa, 1998; Deacon, 2006) y una humedad relativa del 70 % (Cepero de García et al., 2012).

Debido a las diferentes formas de vida que presentan los hongos, son muchos los beneficios ecológicos que aportan, debido a que, pueden comportarse como saprótrofos, simbioses y parásitos. Los saprótrofos contribuyen a desintegrar los restos orgánicos que quedan en el suelo de los bosques, transformándolos en sustancias que pueden ser reincorporadas al ecosistema, en este sentido, los hongos no son solamente útiles sino indispensables. Las micorrizas, son una simbiosis mutualista, formada entre la asociación de algunos hongos y las raíces de las plantas, desempeñando una función importante en el equilibrio ecológico, favoreciendo el desarrollo óptimo de los bosques (Deacon 2006; Cepero et al., 2012).

Además, también tienen un papel importante en la economía del hombre ya que de ellos obtenemos, fármacos, son indicadores de contaminación e indicadores potenciales para interpretar o reconocer determinados ecosistemas ya sea por el deterioro o por su naturaleza y algunas especies son comestibles (Guzmán, 1998b). Respecto a los hongos comestibles, Garibay-Orijel y Ruan-Soto (2014), mencionan que los hongos silvestres comestibles en nuestro país son apreciados por su rico sabor, en particular por grupos originarios, siendo así que, para el país, se han reportado, 371 taxones de hongos macroscópicos comestibles, colocando a México, como el segundo país con el mayor número de hongos silvestres usados como alimento.

Guzmán (1995), menciona que los hongos ocupan el segundo lugar en número de especies estimadas en el mundo, sin embargo, no han sido suficientes los trabajos enfocados al estudio de su diversidad, esto de acuerdo con el análisis del conocimiento de la diversidad de hongos en México y el mundo, llevado a cabo por Aguirre-Acosta et al., (2014). Los estudios que estiman cuantos hongos habitan en el planeta, se han realizado desde 1991 al 2017, todos estos mencionan cifras que van desde 1.5 a 5.1 millones de especies,

prueba de ello; Hawksworth (1991, 2001) sostiene que hay 1.5 millones de especies, O'Brien et al., (2005) estiman de 3.5 a 5.1 millones, Blackwell (2011) sugiere 5.1 millones y la estimación más actualizada propuesta por Hawksworth y Lücking (2017) tiene un intervalo de 2.2 a 3.8 millones de especies.

En específico para los hongos macroscópicos a nivel mundial, Mueller y Schmit, (2007) mencionan que se han descrito 21,679 especies y estiman que debe haber entre 53,000 y 110,000 especies. Kirk et al. (2008) reportan 97,861 especies descritas de hongos en el mundo. Sin embargo, Hibbett et al. (2016) mencionan un número cercano a las 135,000 especies, si tomamos la cifra más actual de los hongos descritos en comparación con la estimación a nivel mundial se tiene que se conoce el 3.5 % de las especies.

Para nuestro país se han realizado diversos análisis para poder tener una aproximación acerca del conocimiento y la cantidad de especies de hongos que se han registrado en México. Guzmán (1998a) estima que se conocen 6,500 especies, (4,500 hongos macroscópicos y 2,000 de micromicetos), esto basado en revisiones bibliográficas y especímenes de colecciones, pero si se toma en cuenta las propuestas de estimación de 1.5 millones de especies de Hawksworth (1991), se calcula que en México habría más de 200,000 especies de hongos (Guzmán, 1998a, b), por lo que si comparamos ambas cantidades sólo se conoce el 3.2 % de las especies de nuestro país.

Particularmente para los hongos macroscópicos, Hawksworth (2001) menciona que estos representan casi el 10 % de los hongos existentes a nivel global, Mueller y Schmit (2007) proponen que la relación hongos macroscópicos-plantas es diferente entre regiones templadas (1:2) y tropicales (1:5), si se toma en cuenta ambas consideraciones para México, se puede estimar que con base en el número de especies de plantas y tipos de vegetación, el número de hongos macroscópicos estaría entre 9,000 y 11,000 especies y por lo tanto el total de especies de hongos sería entre 90,000 y 110,000 especies, muchas de estas desconocidas. Aunque en la actualidad se siguen describiendo especies nuevas (Aguirre-Acosta et al., 2014).

1.2 Inventarios taxonómicos

Los inventarios taxonómicos fúngicos están basados en los esporomas que producen los hongos macroscópicos, a partir de estas estructuras se pueden identificar especies. Posteriormente se enlistan a las especies para clasificar y representar su diversidad, incluyendo información sobre su estilo de vida, asociaciones con otros organismos y sus

características morfológicas (Schmit y Lodge, 2005). El concepto de especie morfológica es el que se utiliza frecuentemente para el desarrollo de los inventarios donde la entidad taxonómica se basa en su distinción fenotípica (Llorente Bousquets y Michán Aguirre, 2000).

Los inventarios taxonómicos permiten conocer la diversidad de la micobiota presente en un área determinada, así como también, contribuye con el monitoreo estratégico en zonas con inventarios parciales y en aquellas donde no los hay (Hawksworth, 1991), por lo tanto, implica una recolección intensa durante un periodo de cinco a diez años para registrar el mayor número de especies e incluso el descubrimiento de nuevas especies (Lodge et al., 2004; Mueller y Bills, 2004). El realizar inventarios taxonómicos fúngicos siguen siendo de carácter necesario debido a que el conocimiento que tenemos de la diversidad de hongos en México aún es insuficiente. Además, estos estudios permiten hacer evaluaciones que son funcionales para la conservación de su riqueza biológica, manejo y planeación del uso y aprovechamiento, por lo tanto, la planificación de estrategias de conservación, solo pueden desarrollarse e implementarse una vez que los inventarios sean fiables (Mueller y Schmit, 2007; Villaseñor, 2015).

Los inventarios de biodiversidad deben diseñarse en torno al uso de procedimientos eficaces de muestreo y de estimación, sobre todo en grupos que son megadiversos como los hongos, los urgentes desafíos como la transformación masiva del hábitat, han hecho fundamental, la extrapolación y la predicción de la riqueza, utilizando estimadores no paramétricos como Chao1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap, debido a que es la forma más directa de inferir la diversidad presente de un sitio determinado, estimando valores máximos de riqueza, que se suelen utilizar para evaluar la completitud de los inventarios (Colwell y Conddington, 1994; Dale y Beyeler, 2001; Sarkar, 2002; Magurran, 2004; González-Oreja et al., 2010; López-Mejía et al., 2017), sin embargo, Chao y Jost, 2012, proponen un nuevo método para evaluar la completitud de los inventarios mediante la cobertura de la muestra que mide la proporción de riqueza.

En los estudios de diversidad, el índice más utilizado, es el de Shannon, que está basado en el número de especies registradas y su equitatividad, supone que los individuos en este caso hongos macroscópicos son muestreados al azar y todas las especies están representadas en la muestra (Pla, 2006), con base a Chao et al. (2010) y Purvis y Hector (2000), mencionan que para tener una medición más completa de la diversidad hay que utilizar medidas que reconozcan las diferencias entre las especies, una de estas es la

diversidad taxonómica, que toma en cuenta la clasificación jerárquica linneana por arriba de la categoría de especie (Pielou, 1975), por lo que la diversidad taxonómica, estará en función de la estructura taxonómica que poseen sus especies (García-de Jesús et al., 2016; Kong et al., 2018).

1.3 Bosque de encino

Los bosques son sistemas ecológicos que dan refugio a una gran riqueza de especies de plantas, animales, hongos y microorganismos, son valiosos para los humanos por los productos y servicio que ellos proveen (Montoya, 2005). Los bosques de encino, también conocidos como bosques de *Quercus* o encinares, se desarrollan en la zona templada subhúmeda de México (Rzedowski, 1978). En la familia Fagaceae, este género es el que presenta mayor distribución en todo el mundo, se encuentra en casi todos los bosques templados del hemisferio norte, así como en algunas regiones tropicales y subtropicales del mismo (Valencia, 2004).

Se reconocen dos centros de diversidad para el género *Quercus*, el primero se localiza en el sureste de Asia con alrededor de 125 especies (Menitsky, 1984, Govaerts y Frodin, 1998). El segundo se presenta en México, particularmente en las regiones montañosas, en donde forman parte de los bosques templados (Govaerts y Frodin, 1998). De acuerdo con las 400 y 500 especies estimadas de encinos para todo el mundo, en nuestro país, se estima que hay entre 135 y 150 especies y es en México donde probablemente se encuentra la mayor diversidad de especies de encinos (Nixon, 1993a, b; 1997, 2002; Manos et al., 1999).

Valencia (2004), reportó 161 especies del género *Quercus*, es decir 11 especies más, del máximo de las que se estimaron para el territorio mexicano por Menitsky, 1984 y Govaerts y Frodin, 1998, representando entre 32.2 y 40.2 % de las especies del género. Posteriormente Valencia y Flores-Franco (2006), indican que México cuenta con 180 fagáceas divididas en 179 del género *Quercus* y una del género *Fagus*, de éstas, 109 especies de encino son endémicas del país, que equivalen a 67.7 % del total de especies del género en México.

El estrato arbóreo del género *Quercus* presenta un dosel, que alcanza alturas de 6 hasta 30 metros, dependiendo el sustrato y la humedad ambiental. Puede asociarse con géneros como: *Pinus*, *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Buddleia*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juglans*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pseudotsuga* y *Salix* (Rzedowski,

1978). Aunque los encinos de la cuenca de México difícilmente rebasan los 20 m, y en algunos sitios son arbustos de 0.5 a 3 m de altura (Cano-Santana y Romero-Mata, 2016).

Rzedowski (2001), menciona que las especies que componen los bosques de encino varían altitudinalmente, del modo siguiente: por debajo de los 2,500 msnm, domina *Q. laeta*, *Q. desertícola*, *Q. crassipes* y *Q. obtusata*; de los 2,500 a los 2,800 es frecuente encontrar *Q. rugosa* solo o asociado a *Q. mexicana* o *Q. crassipes*, mientras que, entre los 2,800 y 3,100 msnm, es frecuente encontrar *Q. laurina*, *Q. crassifolia* y *Q. rugosa*.

En la Ciudad de México, los bosques de encinos tienen una amplia distribución, comprende una extensión de 3669 ha, ubicado entre los 2,300 y los 3,000 m de altitud. Se localizan principalmente en la región de Serranías de Xochimilco y Milpa Alta, en bosques y cañadas, en la Sierra de Guadalupe, también están presentes en las alcaldías de Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan y Gustavo A. Madero. A partir de los 2,300 y hasta los 2,800 m, es común encontrar a *Q. rugosa*, siendo esta especie la más abundante, aunque también hallamos *Q. laeta*, *Q. crassipes*, *Q. castanea*, y en menor proporción *Q. obtusata*, *Q. candicans*, *Q. crassifolia* y *Q. dysophylla*. Hacia los 2,600 m de altitud, se encuentran pequeñas superficies de *Q. laurina*, sin embargo, también es posible encontrar algunos manchones de encinares alcanzando hasta los 3,300 m, en Milpa Alta y Tlalpan (García-Sánchez, 2007; Rivera-Hernández y Espinosa-Henze, 2007; Martínez-González, 2008).

Actualmente las principales extensiones de bosques de encino de la Cuenca de México como para Ciudad de México han sido remplazadas por sitios de asentamiento humano. Originalmente, la Cuenca de México estaba rodeada por bosques de pinos, encinos y oyameles, siendo el bosque de *Quercus*, uno de los principales afectados y deforestados, ya que por muchos años fueron explotados para la producción del carbón. Debido a esto, el funcionamiento de los ecosistemas se ve afectado, teniendo como consecuencia inmediata la disminución de hábitats para las especies, entre las que tenemos a las de los hongos, sobre todo aquellas micorrízicas, que son específicas respecto al tipo de planta que requieren para poder formarlas, son organismos que resultan muy afectados. La Cuenca de México, se encuentra entre las zonas que presentan las tasas más altas de deforestación en el país, por lo que la conservación de los hongos en esta área depende en buena medida de estrategias eficientes en la protección, conocimiento y uso adecuado de los bosques aquí presentes (Aguilar et al., 2000; García-Sánchez, 2007; Rivera-Hernández y Espinosa-Henze, 2007).

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Contribuir con el conocimiento taxonómico y de la diversidad de hongos macroscópicos presentes en el bosque de encino de la Cuenca de México, mediante estimadores e índices de riqueza y diversidad.

2.2 Objetivos particulares

- Determinar la identidad taxonómica de los hongos macroscópicos recolectados en las cuatro localidades inmersas en la Cuenca de México y elaborar el inventario taxonómico.
- Determinar la completitud del inventario taxonómico de cada localidad y de la Cuenca de México, mediante estimadores de riqueza y cobertura de la muestra.
- Conocer y analizar la riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica de los hongos macroscópicos recolectados en las localidades del bosque de encino de la Cuenca de México.

3. Antecedentes

El pionero en trabajar con hongos macroscópicos desarrollándose en vegetación de encino, fue Walting (1974), en su trabajo sobre la micobiota de las Islas Británicas, en donde sus resultados principales se basan en reportar 15 especies de la familia Cortinariaceae subgénero *Hygrocybe*, confinados a encinos, así como también los Sclerodermatales y especies de los géneros *Boletus* y *Russula*. Transcurrieron 16 años para que Newton (1990), describiera a los bosques de encino como micorrízicos obligados, capaces de asociarse a una gran variedad de hongos. Los géneros de hongos que podemos encontrar de acuerdo con Newton y Pigott (1991) son *Amanita*, *Lactarius*, *Helvella*, *Strobilomyces*, *Scleroderma* y *Tuber*, siendo este último específico para *Quercus*. Cabe destacar que todos los géneros mencionados anteriormente, son ectomicorrízicos, de acuerdo con Bandala et al. (2018), esto es muy común ya que generalmente los hongos macroscópicos son los que forman esta asociación. Además, algunas especies de hongos macroscópicos, a su vez son apreciados como hongos silvestres comestibles, con importantes propiedades nutricionales y que pueden tener un alto valor económico.

En nuestro país son escasos los trabajos taxonómicos de los hongos macroscópicos presentes específicamente los bosques de *Quercus*. Hasta el momento sólo hay siete de este tipo, el primer trabajo fue el de Garza et al. (1985), quien generó el primer listado de hongos macroscópicos asociados al bosque de *Quercus rysophylla*, para el país, en el estado de Nuevo León conformado por 105 especies. Para el mismo estado, Garza-Ocaña (1986), enlista hongos ectomicorrizógenos, asociados a diferentes géneros, entre ellos *Quercus*, y menciona que en *Q. rugosa*, podemos encontrar a *Boletus pinicola* y *Melanogaster* sp. Montañez-Arce (1999), elaboró el listado de los hongos macroscópicos que crecen en bosques de encino del Municipio Chapa de Mota en el Estado de México. Además, llevó a cabo el primer intento por analizar la diversidad de hongos macroscópicos. Siete años más tarde, en la Sierra de Pachuca, Hidalgo, Mendoza-Díaz et al. (2006), encontraron 37 especies de hongos micorrízicos asociados con *Quercus*. Las especies que contemplaron de este género son *Q. rugosa*, *Q. laurina* y *Q. mexicana*. Cazares et al. (2011), describen tres nuevas especies de *Ramaria* del centro de México que están en asociación con los encinos. En el estado de Baja California, Ayala-Sánchez et al. (2015), en su estudio sobre los hongos Agaricales que se encuentran en áreas de encino, reportan el inventario taxonómico de 103 especies y la alta riqueza de familias tales como: Amanitaceae, Agaricaceae,

Tricholomataceae y Marasmiaceae. Bandala et al. (2018), mencionan que están desarrollando investigaciones para documentar la diversidad de especies de hongos macroscópicos, que habitan en los bosques de encino tropicales en Veracruz. Esto denota que en seis entidades federativas del país (Baja California, Hidalgo, México, Nuevo León, Tlaxcala y Veracruz) han realizado investigaciones que relacionen al género *Quercus* con su micobiota.

Se han desarrollado trabajos taxonómicos en sitios o con géneros específicos donde se consideran hongos macroscópicos desarrollándose en vegetación de encino de los cuales se encontraron estudios, como los de; De la Luz y Guzmán (1980), García y Castillo (1981), Mora et al. (1984), Aroche et al. (1984), Garza-Ocaña (1986), Santiago-Martínez et al. (1990), Sánchez-Cancino (1991), Ochoa et al. (1992), Rodríguez et al. (1994), Zamora-Martínez y Nieto de Pascual-Pola (1995), Reygadas et al. (1995) las dos últimas citas incluyen la parte sur, sur-poniente de la delegación Tlalpan, Valenzuela-Gasca et al., (2004), Castro-Santiuste (2005), Landeros et al. (2006), Vite-Garín et al. (2006), González-Ávila (2006), Herrera et al. (2006), Navarro-Rodríguez (2006), Chanona-Gómez et al. (2007), Cázares et al. (2008), Guevara-Guerrero et al. (2008), Guevara et al. (2008), Izquierdo-San Agustín (2008), Esqueda et al. (2009), López-Valdez (2009), González-Ávila (2009), Pérez-Silva et al. (2011), Castro-Santiuste (2011), Rodríguez-Gutiérrez (2011), Pérez-Trejo (2012), Gómez-Reyes et al. (2012), González-Ávila et al. (2013), González-Ávila et al. (2015), González-Mendoza (2015), Chávez-García (2016), Terriquez-Villanueva et al. (2017) y por último el de Ruiz-Ramos (2018), desarrollada en el Cerro volcán comunal Teoca, Xochimilco. Inclusive este autor hizo una comparación de la micobiota mediante el Índice de Jaccard, con el trabajo que realizó Chávez-García (2016) en Bosque de Tlalpan, Tlalpan, obteniendo un valor de 0.122, lo cual el autor concluyó que estos dos sitios comparten pocas especies.

De acuerdo con Rzedowski et al. (2001) la Cuenca de México es una de las áreas de nuestro país que mejor se conoce desde el punto de vista científico. Sin embargo, los inventarios biológicos existentes no se han actualizado periódicamente, tanto de la Cuenca como para la CDMX (Rivera-Hernández y Espinosa-Henze, 2007). Hasta el momento, no existe un inventario de los hongos macroscópicos que habitan en el bosque de encino de la Cuenca de México. Solo se cuenta con dos estudios de hongos macroscópicos realizados en este sitio, enfocadas principalmente en la contribución del conocimiento taxonómico, de las

familias Boletaceae, Strobilomycetaceae, Suillaceae y Gyroporaceae de Galván-Becerril (2019) y del grupo de los hongos tremeloides por Gutiérrez-Sánchez (2019).

Respecto a la diversidad de hongos macroscópicos que se tiene en la Ciudad de México, Sierra et al. (2016), menciona que esta entidad, tiene 264 registros de especies, y reporta el número de especies a nivel Alcaldía, (Tabla 1). Demostrando así que las zonas más exploradas han sido el Desierto de los Leones, en las Alcaldías, Cuajimalpa y Álvaro Obregón, parte de La Marquesa (Cuajimalpa), la zona de los dinamos en la Magdalena Contreras, la zona del Pedregal de San Ángel en Coyoacán y el Ajusco, en Tlalpan. Las alcaldías que están en negritas en la Tabla 1, son las que poseen bosque de encino de acuerdo con García-Sánchez, 2007; Rivera-Hernández y Espinosa-Henze, 2007; Martínez-González, 2008.

Tabla 1. Número total de especies de hongos macroscópicos registrados en las Alcaldías de la Ciudad de México CDMX, figura tomada de Sierra et al. (2016).

Alcaldías	Número de especies
Álvaro Obregón	125
Azcapotzalco	3
Coyoacán	73
Cuajimalpa	126
Gustavo A. Madero	9
Iztapalapa	5
Magdalena Contreras	115
Miguel Hidalgo	12
Milpa Alta	1
Tlalpan	73
Xochimilco	11
Localidad no descrita	3

Los estudios mencionados anteriormente se encuentran en el intervalo de 1980 hasta el 2019, y es que, aunque la micología mexicana enfocada al estudio de los hongos macroscópicos comenzó desde 1968 (Guzmán, 2008). Tuvo un mayor auge, a partir de 1980, observándose el mayor número de contribuciones micobióticas en las revistas mexicanas, donde la taxonomía de las especies tomo la mayor importancia.

Para nuestro país, los trabajos micológicos se han basado principalmente en estudios que elaboran inventarios taxonómicos que contribuyen en documentar y describir, la diversidad de hongos, brindando información sobre la composición de especies e inclusive

reportando nuevas especies. Estos inventarios son indicadores de las especies que podemos encontrar en otros sitios que comparten una vegetación similar. Además, las contribuciones taxonómicas más precisas a nivel de grupos, familias o géneros que son descritos, se pueden utilizar para la identificación, como en el caso del género *Dacrymyces*, *Exidia*, *Helvella*, *Phaeoclavulina*, *Tremella*, *Scutellinia*, solo por mencionar algunas.

Colwell y Coddington (1994), indican que, para estimar la riqueza de organismos terrestres, se pueden extrapolar las especies, utilizando estimadores no paramétricos como: Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2, Bootstrap, Chao y Lee y por último Chao y Lee 2. Asimismo, examinaron su efectividad, encontrando que Chao 2 y Jackknife proporcionaron las estimaciones de riqueza de especies menos sesgadas. Del mismo modo, cinco años después, Schmit et al. (1999), hacen un estudio de diversidad de hongos macroscópicos en Indiana Dunes National Lakeshore. Este sitio tiene una vegetación mixta, cuyo dosel está dominado por *Quercus* y *Acer*, siendo predominante el encino. Estos autores reportaron 177 especies, catalogadas como ectomicorrícicas (36), especies de la hojarasca (30), del suelo (29) y de la madera (79). Compararon la capacidad de estimación de la riqueza de especies, de Log normal (LN), Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2, Bootstrap y Chao, asimismo determinaron la similitud de sus parcelas mediante el Coeficiente de Jaccard. Encontraron que Chao 3, obtuvo una predicción menos sesgada, en comparación con las de Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap, que fueron generalmente bajas. Sin embargo, los autores indican que esto pudo haber sido porque tenían pocas especies y estas variaban en cada año.

En nuestro país, Montañez-Arce (1999), elaboró el listado taxonómico y llevó a cabo el primer intento por analizar la diversidad de hongos macroscópicos que crecen en bosques de encino del Municipio Chapa de Mota en el Estado de México. El análisis que llevó a cabo para la riqueza, se basó en el número total de especies que había en cada una de las familias y géneros. El autor obtuvo que, a nivel de Orden, Agaricales, Russulales, Boletales y Pezizales son las que mejor están representadas, dado que presentan el mayor número de especies, de familias, Tricholomataceae, Russulaceae Ramariaceae y Amanitaceae, de géneros fue *Russula*, *Amanita* y *Ramaria*.

Pérez-López et al. (2015), analizaron la diversidad y riqueza de hongos silvestres comestibles del cerro El Pinal en Puebla. Los muestreos se realizaron en vegetación de pino-encino y encino. Ellos identificaron que las familias que poseen una mayor riqueza para

Basidiomycota son Ramariaceae, Tricholomataceae, Amanitaceae y Cantharellaceae, mientras que para Ascomycota, es Helvellaceae. La riqueza de especies fue analizada con cinco estimadores: ICE (Cobertura basada en incidencia), Chao 2, Jack 1, Jack 2 y Bootstrap, confirmando la buena predicción de estos estimadores, los cuales indicaron una completitud del inventario mayor al 90 %, aunque no dejan en claro el valor obtenido con cada estimador. La curva de acumulación de especies que presentaron estos autores llegó a una asíntota, demostrando que su esfuerzo de muestreo fue suficiente.

En el mismo año Ramírez-Antonio (2015), reporta para la cantera oriente de Ciudad Universitaria, CDMX, donde la vegetación está compuesta por *Quercus*, la composición y la riqueza específica, de los hongos macroscópicos, evaluando la representatividad del muestreo. Elaboró una curva de acumulación de especies, y estimó la riqueza, con base al estimador ICE y la ecuación de Clech, Sus resultados arrojaron valores entre el 53 y 58 % de representatividad. Asimismo, obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener con un valor de $H' = 4.6$.

Recientemente Kong et al. (2018), analizaron la diversidad de hongos ectomicorizógenos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas. Este sitio posee una vegetación predominante del bosque mesófilo de montaña con presencia de *Liquidambar*, encinos como *Quercus benthamii* o *Q. laurina* y pinos. Los autores estimaron la completitud de los inventarios de las diferentes localidades, a través de la cobertura de la muestra (Cm) para datos de incidencia, obteniendo que la completitud de los inventarios de hongos fue del 55 al 91 %. Debido a que tuvieron variación en la completitud de los inventarios, la riqueza de especies la estimaron y compararon mediante un análisis de rarefacción extrapolación. Asimismo, calcularon la Diversidad Taxonómica, mediante el índice de distancia taxonómica promedio ($\Delta+$), para todo el sitio con un valor de $\Delta+ = 49.9$. Para comparar riqueza de hongos entre las localidades, se hizo mediante la disimilitud taxonómica ($1-\Delta T$) y disimilitud de especies utilizando la índice beta de Jaccard ($1-\beta J$).

En los estudios micológicos anteriormente descritos, comparan y analizan la diversidad fúngica, incluyendo a los hongos creciendo en encino, sin embargo, ninguno se ha enfocado en el estudio de la diversidad de los hongos macroscópicos que habitan en el bosque de encino, lo cual evidencia la necesidad de realizar estudios que permitan conocer la diversidad que hay en este tipo de vegetación.

4. Justificación

Los Bosques de encinos que están inmersos en la Cuenca de México cuentan con una gran riqueza biológica, la cual está siendo modificada constantemente, por distintas causas de disturbio, tanto de forma natural, como de la influencia antropogénica. Solo dos de las cuatro localidades que se delimitaron para la recolección de hongos macroscópicos de este estudio, son áreas naturales protegidas que ya se someten a un tipo de manejo y protección, garantizando así la conservación y el desarrollo de diversas especies de importancia biológica, brindando numerosos servicios ambientales. A pesar de que la diversidad de los hongos macroscópicos es alta en el mundo y en el país, aún es insuficiente el conocimiento que tenemos para documentar dicha riqueza y diversidad, por lo que sigue siendo de carácter necesario realizar inventarios fúngicos y analizar su diversidad, ya que permiten incrementar el conocimiento actual de la micobiota que poseemos, así como también se pretende contribuir con el monitoreo estratégico de la diversidad en zonas con inventarios parciales y sobre todo de aquellas donde no los hay. El monitoreo de la diversidad y su inventario dependen directamente de la recolección de nuevos materiales, así como su determinación taxonómica de las especies, por lo que esta actividad se caracteriza por ser continua y requerir una actualización constante. Además, este tipo de estudios que conjunten el inventario taxonómico con el análisis de su diversidad, son punto de partida para evaluar, aprovechar y conservar dicha riqueza.

5. Área de estudio

La Cuenca de México es una entidad geomorfológica endorréica que se ubica en la porción centro-oriental del Eje Neovolcánico Transversal. Se encuentra asentada sobre una planicie aluvial, que abarcaba parte del Estado de México y la Ciudad de México (González-Torres et al., 2015; Gutiérrez de MacGregor et al., 2005). Posee una altitud promedio de 2,240 m, un área aproximada de 9,600 km², de los cuales 2,400 km² corresponden al área urbana. De acuerdo con la clasificación de Köppen, el clima, es templado en su porción centro y sur, seco en la parte norte y oriente, semiárida en el centro-oriente de la Ciudad de México. La lluvia anual varía entre los 400 y 500 mm³, temperatura anual oscila entre los 15° y 17 °C. Tiene cinco tipos de suelos en la parte sur de la cuenca estos son Andosoles, Phaeozem, Leptosoles, Luvisoles y Solonchak, mientras que en las regiones norte y oriente posee: Cambisoles, Vertisoles y Regosoles (Cotler, 2016; IUSS, 2007). La vegetación que podemos hallar es Bosque de *Abies*, mesófilo de montaña, Pastizales, Matorral xerófilo, *Juniperus* y *Quercus* (Gutiérrez de MacGregor et al., 2005), donde los bosques de esta última vegetación se encuentran desarrollándose en la zona templada subhúmeda de México (Rzedowski, 1978).

Localidades

Los muestreos se realizaron en las siguientes localidades inmersas en la Cuenca de México, cuya característica fue presentar encinos como elemento estructural en su vegetación,

1. El Parque Nacional Bosque de Tlalpan (**BT**), ubicado en la Alcaldía Tlalpan, es una Área Natural Protegida (ANP), con categoría de Zona Ecológica y Cultural. Presenta un intervalo altitudinal que va desde los 2,310 hasta los 2,448 m.s.n.m. con un promedio de 2,389 m.s.n.m. El bosque de encino está constituido por especies como *Quercus laeta*, *Q. crassipes*, *Q. castanea*, *Q. rugosa*, *Q. mexicana*, *Q. laurina* y *Q. obtusata* (PAOT, 2009; GODF, 2011; INIFAP-2006 citado en GODF, 2011).
2. Parque Ecológico de la Ciudad de México (**PECM**), ubicado en la Alcaldía Tlalpan, es una ANP, con categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica, con una altitud por debajo de los 2,600 m.s.n.m. El bosque de encino está constituido por especies como *Q. laeta*, *Q. crassipes*, *Q. castanea*, *Q. rugosa* y *Q. laurina* (PAOT, 2009; GODF, 2011; GOCDMX, 2016).

3. Cerro (volcán) comunal Teoca, (**TEOCA**) ubicado en la Alcaldía Xochimilco, con un intervalo altitudinal de 2,620 hasta 2,860 m.s.n.m. La vegetación dominante es un bosque de encinos *Quercus* spp. (GODF, 2005), pero de acuerdo con Rivera-Hernández y Espinosa-Henze (2007), este intervalo altitudinal, podemos encontrar especies de encino como *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. laeta*, *Q. crassipes*, *Q. castanea*, *Q. obtusata*, *Q. candicans*, *Q. crassifolia* y *Q. dysophylla*
4. Volcán Coatzontle, San Miguel Ajusco (**SMA**) ubicado en la Alcaldía Tlalpan, con una altitud 2,620 a los 2780 m.s.n.m. Su bosque de encino está constituido por especies como: *Q. laeta*, *Q. obtusata*, *Q. crassipes*, *Q. castanea*, *Q. mexicana*, *Q. microphylla*, *Q. gregii*, *Q. laurina* y *Q. rugosa* (Ezcurra et al., 2006; Benítez Badilla, 2006; González del Águila, 2018).

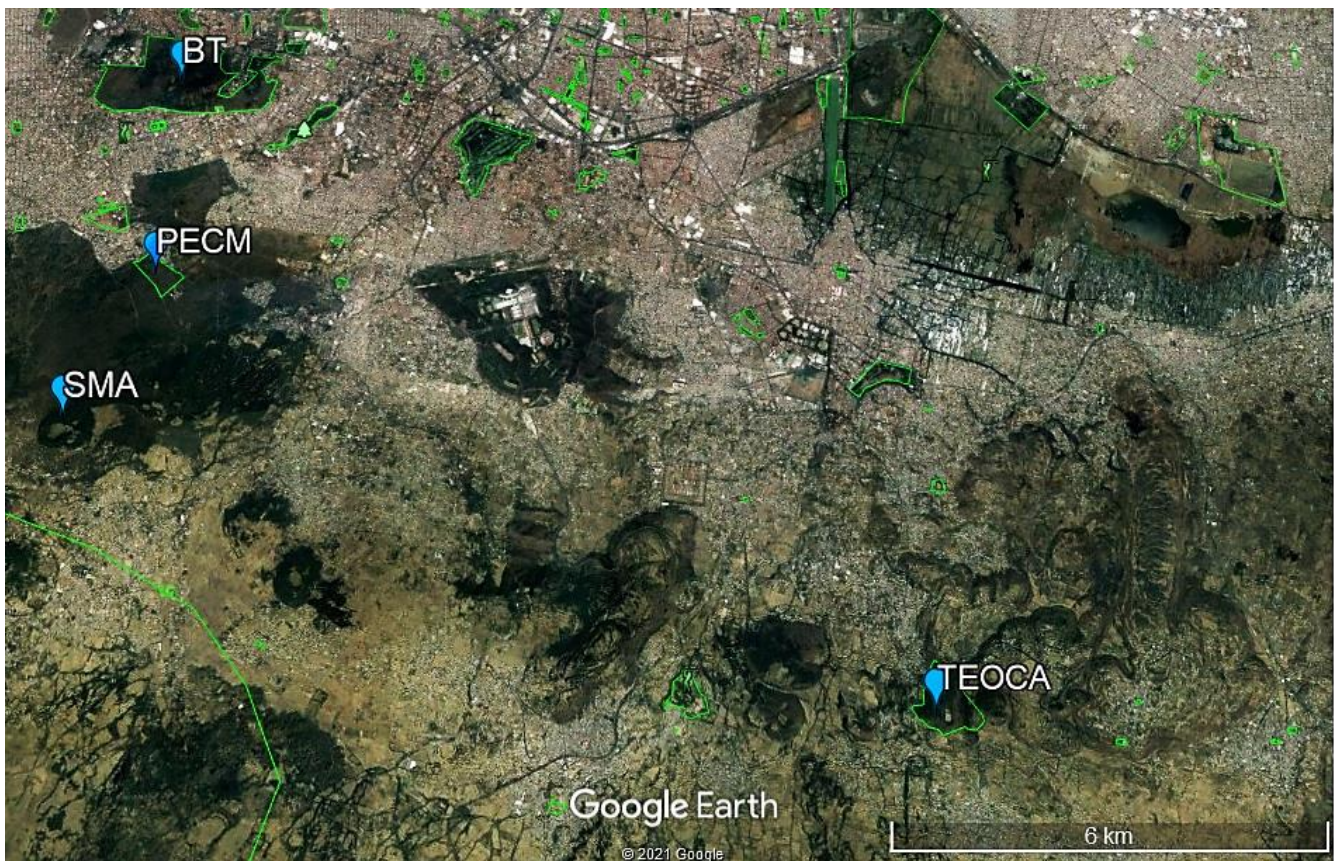


Figura 1. Mapa con representación de las cuatro localidades en donde se llevaron a cabo los muestreos.

6. Metodología

6.1 Muestreo y recolección de los ejemplares

Durante la temporada de lluvias de los meses de julio a octubre, del 2014 al 2018 se realizó, el muestreo de manera dirigida de la siguiente forma en el BT en el 2014 y 2015, TEOCA en el 2014, 2015, 2016 y 2018 y en SMA, en el 2018. En todos los años se hizo un recorrido micológico cada semana de los meses ya mencionados, en donde se realizaron caminatas aleatorias para la búsqueda de los esporomas. Una vez que se encontraban se les tomaba varias fotografías en campo. Se determinó como unidades de muestreo, a los esporomas que fueron encontrados de manera solitaria, a los que crecían de forma cespitosa, gregaria (Delgado et al., 2005), o bien a aquellos esporomas que formaban parches, pero que eran pertenecientes a la misma especie, las cuales en cada caso constituyeron un ejemplar respectivamente, estos estuvieron bajo el criterio de separación de 1 m entre sí, de acuerdo con Schmit et al. (1999), con el fin de delimitar a los individuos. Se registró en qué tipo de sustrato crecía, ya sea terrícola, húmicola o lignícola y el hábito de crecimiento ya sea solitario, cespitoso o gregario.

Los ejemplares se recolectaron, etiquetaron y deshidrataron siguiendo el método propuesto por Cifuentes et al. (1986). Una vez que se recolectaron, se colocaron en papel encerado para evitar la desecación y fueron transportados en canastas de mimbre para que no se maltrataran, posteriormente se trasladaron al Laboratorio de Taxonomía de Hongos Tremeloides (Heterobasidiomycetes), Facultad de Ciencias, UNAM para su análisis.

6.2 Manejo de los ejemplares en el laboratorio

Se caracterizó cada ejemplar recolectado y se llenó la etiqueta correspondiente, con los términos morfodescriptivos con base al manual de Delgado et al. (2005). En el caso de los hongos píleo-estipitado, del píleo se registró: tamaño medido en milímetros, la forma, margen, borde, superficie, ornamentación y color; unión del contexto, respecto al himenoforo si presentaban laminas: su frecuencia, unión con el estípote, forma, borde, si tenía lamélulas de qué forma eran, patrones de ramificación y color; del estípote: largo y ancho medido en milímetros, color, unión con el píleo, unión al sustrato, forma, consistencia, contexto, y si presentaban algunas de las siguientes características: tipo de bulbo, velo (posición, permanencia, estructura, unión, ornamentación) y tipo de volva.

Aunque el manual fue desarrollado tomando como base a los hongos que en su himenoforo presentan laminas, el autor indica que los términos morfodescriptivos, pueden ser utilizados para la descripción de características en otros grupos como los poliporoides, himenoides, boletoides, lycoperdoides o ascomycetos macroscópicos, y así fue como se hizo para cada caso en particular que se presentara. Los colores de las diferentes partes de los ejemplares se asignaron con la guía de color de Methuen (Kornerup y Wanscher, 1978), se anotaron datos organolépticos (olor y sabor) y sí presentan reacciones a ciertos reactivos como el KOH, o Melzer para ver si las esporas de los hongos son amiloides, dextrinoides o inamiloides, asimismo, se incluyó información como nombre de la localidad, fecha de recolección, nombre del recolector, tipo de vegetación, hábito de crecimiento, sustrato. Se tomó un segundo registro fotográfico de los ejemplares algunos con cortes longitudinales y sobre un fondo de color gris.

Los ejemplares debidamente etiquetados, se deshidrataron utilizando un calentador con ventilador a una temperatura aproximada de 38 °C durante un periodo de 24 o 48 h, cuando los ejemplares eran más carnosos, además estos cortaron por la mitad para facilitar el proceso. Una vez deshidratados los ejemplares junto con su etiqueta de descripción se colocaron en cajas, rotuladas con la fecha de la recolección, localidad y número de foto, para su posterior identificación taxonómica.

6.3 Determinación taxonómica de los ejemplares y listado taxonómico

En este estudio se incluyeron ejemplares pertenecientes al Laboratorio de Taxonomía de Hongos Tremeloides (Heterobasidiomycetes) y del Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME), UNAM, de las siguientes localidades, del PECM de los años del 2004 al 2008, del BT 2008, 2011, 2012, y TEOCA del 2008, cabe destacar que estos ejemplares fueron recolectados, etiquetados y herborizados con el mismo método anteriormente descrito.

La determinación taxonómica de todos los ejemplares se realizó mediante dos métodos. En el primer método, se hizo la revisión microscópica siguiendo las técnicas de Largent et al. (1977) para lo cual fue necesario la observación y medición de características micromorfológicas en el microscopio óptico, con el objetivo 40x o 100x según el caso, realizando cortes con navaja Gillette (MR) de las diferentes partes del esporoma como el píleo, himenoforo y estípote. Se hicieron preparaciones temporales de los cortes, con diferentes reactivos, fueron hidratados con KOH al 5 % y en algunos casos fueron contrastados con floxina, azul de algodón o rojo Congo, asimismo, se evaluó que reacción

presentaban, utilizando el reactivo de Melzer, para lo cual se colocaba una gota del reactivo, posterior a la hidratación con agua destilada y se observaba si las estructuras eran, inamiloides, amiloides o dextrinoides.

Se registraron las mediciones del largo y ancho que se hicieron de los basidios o ascas (n = 30), y de las esporas (n = 30), se calculó Q que es la relación de la longitud-anchura, que determina la forma, asimismo se hicieron mediciones y anotaciones como presencia o ausencia de otras características micromorfológicas como: cistidios (n = 30), queilocistidios (n = 30), pleurocistidios (n = 30), paráfisis (n = 30), fíbulas, entre otras, observándose también su forma, ornamentación, coloración, esto con el fin de llegar hasta el nivel taxonómico más fino posible, este método se realizó en aquellos ejemplares que no se sabía a qué género y especie pertenecían. En el segundo método, se buscaban características micromorfológicas específicas o distintivas de la especie y se hacían mediciones (n = 30), este método se llevó a cabo en los ejemplares en donde ya se tenía un indicio de a qué género y especie se aproximaba.

Una vez recabada la información micromorfológica y con la descripción macroscópica de los caracteres, se llevó a cabo la determinación taxonómica específica de cada ejemplar, utilizando literatura especializada que brindan claves taxonómicas puntuales para cada género, como en el caso de *Inocybe* y *Cortinarius*, se utilizó la clave de Bon (1987), para *Helvella* (Vite-Garín et al., 2006), *Ramaria* (González-Ávila, 2006) y *Scutellinia* (Izquierdo-San Agustín, 2008), *Phaeoclavulina* (González-Ávila et al., 2013), solo por mencionar algunas, además de guías de campo generales de los siguientes autores: Bon et al. (1987), Barron (1999), Breitenbach y Kränzlin (1984, 1986, 1991, 1995 y 2000), Kränzlin (2005), Lincoff (1981), McKnight y McKnight (1987), Pérez-Silva y Herrera (1991) y Phillips et al. (2010).

Los ejemplares, se incorporaron al Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME), UNAM, asimismo, se elaboró una base de datos con la información recopilada de cada uno de estos. Los rubros que la conforman son: el número de registro asignado dentro del Herbario, Reino, Phylum, Subphylum, Orden, Familia, Género, Especie, Autor, Localidad, Alcaldía, Vegetación, Sustrato, Hábito, (ectomicorrízico, saprobio, parásito), Fecha de la recolección, Nombre del recolector y Número de Fotografía. Cabe destacar que respecto al hábito al que pertenecía cada especie, dado que no se corroboró si había o no interacción entre las raíces y el micelio, ya que esta investigación se centró en la recolección de los

esporomas, la asignación se basó mayoritariamente con lo que se observó en campo, es decir de acuerdo al tipo de sustrato en donde se estaba desarrollando y con base a lo reportado en literatura, como Walting (1974), Garza et al. (1985), Garza Ocañas (1986), Newton y Pigott (1991), Agerer y Beenken (1998), Montañez-Arce (1999), Mendoza-Díaz et al. (2006), Rinaldi et al. (2008), Tedersoo et al. (2010), Cazares et al. (2011) y Ayala-Sánchez et al. (2015).

Se elaboró un listado taxonómico de la composición de especies, pertenecientes al bosque de encino de la Cuenca de México, el cual representa el inventario, este se basó en la revisión de la clasificación taxonómica propuesta por Kirk et al. (2008) e Index Fungorum (2020), el arreglo se hizo de acuerdo con el orden alfabético de cada uno de los taxones, que se consideraron en este estudio las cuales fueron, Phylum, Subphylum, Clase, Orden, Familia, Género y Especie.

6.4 Análisis de datos

6.4.1 Parámetros empleados para el análisis de la información

Los parámetros que fueron considerados son:

Las localidades: PECM, BT, TEOCA y SMA son los cuatro sitios de muestreo pertenecientes a la Cuenca de México en donde se recolectaron los hongos macroscópicos.

La **riqueza de especies**, la cual se determinó como el número de especies totales de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México, así como también para cada localidad.

La **abundancia**, la cual se definió con base a Kong et al. (2018), donde indica que será estimada por el número de recolecciones de cada especie, donde cada recolección del ejemplar perteneciente a una especie representa una unidad de muestreo.

La **incidencia** que es la presencia-ausencia, de la recolección de cada especie en cada sitio de muestreo.

6.4.2 Riqueza de cada taxón

Se hizo la separación de los dos Phyla; Ascomycota y Basidiomycota, para analizar las especies por separado, en ambos se determinó la riqueza mediante el número total de especies existentes en cada uno de los siguientes taxones; Phylum, Subphylum, Clase, Orden y Familia, de cada una de estas se realizó una gráfica de barras para representar los resultados.

6.4.3 Completitud del inventario taxonómico mediante estimadores de riqueza

Se realizó un análisis de riqueza, utilizando estimadores no paramétricos de cobertura, basado en incidencia ICE, Chao 2 y Jackknife 1 y 2 y Bootstrap, para los inventarios de cada localidad (BT, PECM, TEOCA y SMA) en donde se llevaron a cabo los muestreos, así como para la Cuenca de México, con los resultados obtenidos de este último, se elaboró la curva de acumulación de especies, en función de cada año de muestreo y las curvas de la riqueza de especies estimadas, para evaluar qué tan completo es el inventario taxonómico obtenido, se comparó la riqueza estimada con la riqueza de especies observada (S_{obs}) (Walther y Morand, 1998).

Para eliminar el posible efecto del orden en el que se añaden las muestras a la curva mediante remuestreo aleatorio, en todos los cálculos se usaron 100 aleatorizaciones con reemplazamiento (Colwell y Coddington, 1994). Estas estimaciones se realizaron utilizando el programa EstimateS V. 9.1.0. (Colwell, 2013). Se calculó la representatividad del muestreo, con el total de la riqueza de especies observadas (S_{obs}) entre el total de la riqueza estimada a través de diferentes los estimadores no paramétricos, donde el porcentaje de completitud de los inventarios Taxonómicos se estimó a partir de los valores obtenidos de la representatividad del muestreo.

Para evaluar la calidad del muestreo, Jiménez-Valverde y Hortal (2003), mencionan que se debe encontrar una función que describa la estructura del modelo de la curva de acumulación de especies, la más utilizada es la ecuación de Clench, ya que ha demostrado un buen ajuste en la mayoría de las situaciones reales y con la mayoría de los taxones, además mediante esta se puede determinar si el inventario es suficientemente fiable a pesar de ser aun incompleto. Su expresión matemática es: $S_n = a \cdot n / (1 + b \cdot n)$, donde, a es la tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario, b es el parámetro relacionado con la forma de la curva y n es el número acumulativo de registros. Asimismo, se calculó la asíntota de la curva, se hizo mediante la división del valor de a entre b , para calcular la pendiente de la curva se utilizó la siguiente fórmula $a / (1 + b \cdot n)^2$. Para determinar la confiabilidad del modelo se calculó el coeficiente de determinación r^2 . Esta estructura del modelo de la curva se evaluó, en el programa Statistica 8.0 (STATSOFT, 2007).

6.4.4 Completitud del inventario taxonómico mediante la cobertura de la muestra

Con base a los trabajos de García-de Jesús et al. (2016) y Kong et al. (2018), se evaluó la completitud de los inventarios taxonómicos de cada localidad en donde se llevaron a cabo los muestreos, así como la completitud total del inventario para la Cuenca de México, mediante la cobertura de la muestra (C_m), calculada como la proporción del número de muestras totales en la comunidad que pertenecen a las especies representadas en cada inventario (Chao y Jost, 2012; Chao et al., 2014). El porcentaje de completitud se estimó a través de los datos obtenidos de la cobertura de la muestra (C_m) para datos de incidencia. El déficit de cobertura se calculó como $1-C_m$, que representa la probabilidad de que la próxima muestra recolectada pertenezca a una especie aún no registrada previamente en el inventario (Chao y Jost, 2012). La cobertura de la muestra fue calculada en el programa iNEXT Online: Chao, A., Ma, KH y Hsieh, TC (2016) iNEXT (Interpolación y EXTrapolación) en línea.

Para la riqueza (S) de cada sitio de muestreo, primero se calculó mediante el conteo del número de especies presentes. Sin embargo, debido a que existen variaciones tanto en el número de ejemplares recolectados en cada sitio, así como también en la completitud de sus inventarios, se calculó la riqueza de especies esperada de en cada sitio de muestreo, esta se comparó a través de un análisis de rarefacción-extrapolación, estandarizando a 136 unidades de muestreo (el doble del tamaño mínimo de la muestra PECM = 68). Obteniendo así las curvas de rarefacción para cada sitio de muestreo, basadas en las unidades de muestreo (N), que son los ejemplares recolectados y la riqueza de especies estimada mediante este método. La interpolación y extrapolación fueron realizadas a 100 aleatorizaciones, donde los valores de riqueza de cada sitio de muestreo fueron comparados estadísticamente a través de los intervalos de confianza (IC) al 95 %, en el programa iNEXT Online: Chao, A., Ma, KH y Hsieh, TC (2016) iNEXT (Interpolación y EXTrapolación) en línea.

6.4.5 Riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica

La riqueza de especies de cada localidad se calculó con el índice de riqueza de Margalef, formula (1), este índice toma en cuenta el total de número de especies, el número total de individuos y su logaritmo natural (Krebs, 1989).

$$D = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1)$$

Donde, D = Índice de Margalef, S = Riqueza, es el número de especies presentes y N = Número de individuos que en este trabajo se utilizó, el número de las unidades de muestreo o de ejemplares. En donde los valores inferiores a 2 corresponden a una diversidad baja y mayores a 5 son de alta diversidad (Margalef, 1995; Campo y Duval, 2014).

La diversidad de especies se estimó con el índice de diversidad de Shannon (H'), fórmula (2), basado en el número de especies o morfoespecies registradas, la frecuencia relativa de esta y su logaritmo natural. Este es un índice de equidad de especies, donde supone que los individuos son muestreados al azar, y todas las especies están representadas en la muestra. El índice va de una escala desde cero hasta cinco; donde el cero indica baja diversidad y el cinco una gran diversidad (Pla, 2006).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (2)$$

Donde: H = Índice de Shannon, p_i = Abundancia relativa de la especie, $\ln p_i$ = Logaritmo natural de la abundancia relativa de la especie. Se asumió como abundancia el número de recolecciones, donde cada recolección del ejemplar representa una unidad de muestreo. El índice de Shannon va de una escala desde cero hasta cinco; donde el cero indica baja diversidad y el cinco una gran diversidad (Pla, 2006). El índice de Margalef como el de Shannon se calcularon utilizando el programa PAST 4.03 (Hammer et al., 2001).

Con base a Chao et al. (2010) y Purvis y Hector (2000), se calculó la diversidad taxonómica, ya que esta es una medición más completa de la diversidad, reconoce las diferencias entre las especies, tomando en cuenta la clasificación jerárquica linneana por arriba de la categoría de especie (Pielou, 1975). El valor obtenido de la diversidad taxonómica de cada localidad estará en función de la estructura taxonómica que poseen sus especies. Por lo tanto, una localidad tendrá mayor diversidad taxonómica si sus especies pertenecen a distintos géneros, y si los géneros pertenecen a distintas familias, que si sus especies son cogenéricas y están relacionadas de manera cercana (García-de Jesús et al., 2016; Kong et al., 2018).

La diversidad taxonómica de cada localidad se midió mediante el índice de distancia taxonómica promedio ($\Delta+$) entre pares de especies de cada localidad (Clarke y Warwick, 1998), fórmula 3. Este índice toma en cuenta la categoría taxonómica en la cual está relacionada cualquier par de especies de hongos y mide la separación taxonómica promedio entre 2 especies seleccionadas al azar, así, un valor alto de distancia taxonómica promedio refleja una diversidad taxonómica alta (García de Jesús et al., 2016; Kong et al., 2018).

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{[S(S-1)/2]} \quad (3)$$

Donde, S es el número de especies y ω_{ij} es la distancia que une a las especies i y j en la clasificación taxonómica, es decir, el número de taxones superiores que separan a 2 especies hasta que se unen en un nivel jerárquico superior.

La estimación de este índice se realizó en el programa PRIMER v7, calculada a partir de 1,000 aleatorizaciones del conjunto de especies de cada localidad (Clarke y Gorley, 2015). Las categorías taxonómicas que se utilizaron para el análisis de diversidad taxonómica fueron, Reino, Phylum, Subphylum, Clase, Orden, Familia, Género y Especie, siguiendo la propuesta de clasificación de Kirk et al. (2008) e Index Fungorum (<http://www.indexfungorum.org>, 2020).

6.4.6 Comparación de la composición taxonómica y de especies entre las localidades

Se cuantifico y comparó la composición de especies entre dos localidades, utilizando el índice de similitud Jaccard (β_J), fórmula 4, este índice compara la composición de especies entre dos localidades en función de su incidencia, por lo tanto, es la proporción que representan las especies compartidas de la riqueza total presente en dos localidades (Zak y Willig, 2004).

$$\beta_J = \frac{a}{b+c-a} \quad (4)$$

Donde β_J , es el índice de similitud Jaccard, a es el número de especies en localidad A, b es el número de especies en la localidad B, y c es el número de especies compartidas entre A y B. Así mismo se calculó la disimilitud entre las localidades, para esto se utilizó la diferencia de uno menos la índice beta de Jaccard ($1-\beta_J$), esta varía de cero cuando la composición de especies es idéntica a uno cuando la composición de especies es totalmente diferente, también pueden ir en términos de porcentaje de 0 a 100, en donde las localidades que no comparten ninguna especie representan el valor de máxima diferenciación 100 % (Jost et al., 2011). Se realizó un análisis de conglomerados clásico, generando así un dendrograma utilizando el método de agrupamiento UPGMA y los valores obtenidos de β_J . Para el análisis de disimilitud de especies basada en el índice de similitud de Jaccard, se calculó mediante la diferencia de $1-\beta_J$, donde β_J es la similitud de la composición de especies (Jost et al., 2011).

Para la comparación taxonómica entre las localidades, se calculó con el índice de similitud taxonómica (ΔT), descrito por Bacaro et al. (2007), este se basa en el índice de Jaccard, y mide el grado de similitud en la clasificación taxonómica de 2 comunidades,

incluyendo a los taxones supraespecíficos, las categorías taxonómicas que se consideraron son: Reino, Phylum, Subphylum, Clase, Orden, Familia, Género y Especie, asimismo se realizó un análisis de conglomerados clásico, generando así un dendrograma utilizando el método de agrupamiento UPGMA y los valores obtenidos de ΔT .

La disimilitud taxonómica se calculó como $1-\Delta T$, donde ΔT es el índice de similitud taxonómica descrito por Bacaro et al. (2007), formula 5, se basa en el índice de Jaccard y mide el grado de similitud en la clasificación taxonómica de dos localidades, incluyendo a los taxones supra específicos, por lo tanto, es la proporción que representan los taxones compartidos del número total de taxones en dos comunidades.

$$\Delta T = \frac{T_a}{T_b+T_c-T_a} \quad (5)$$

Donde, ΔT es la medida estandarizada de similitud taxonómica, T_a es el número de categorías taxonómicas compartidas entre dos comunidades, T_b es el número de categorías taxonómicas en la estructura taxonómica de una comunidad, y T_c es el número de categorías taxonómicas en la estructura taxonómica de la otra comunidad.

Los valores de disimilitud taxonómica ($1-\Delta T$) van de cero, cuando la estructura taxonómica del conjunto de especies de ambas comunidades es idéntica, a uno cuando la estructura taxonómica de las especies de ambas comunidades es totalmente diferente (Bacaro et al., 2007). Por lo tanto, el índice ΔT es la proporción que representan los taxones compartidos del número total de taxones en 2 comunidades (García de Jesús et al., 2016). Ambos índices de similitud y los dendrogramas del análisis de conglomerados se calcularon con el programa PAST 4.0.3 (Hammer et al., 2001).

7. Resultados

7.1 Determinación taxonómica de los ejemplares y listado taxonómico

Se determinaron taxonómicamente los 541 ejemplares recolectados, los cuales corresponden a dos phyla, dos subphyla, seis clases, 20 órdenes, 63 familias, 105 géneros y 243 especies. La composición de especies encontradas para la Cuenca de México, se muestran en el anexo I. El 12 % de las especies pertenecen al phylum Ascomycota, estas corresponden a 5 órdenes, 12 familias y 16 géneros. El 88 % de las especies son del phylum Basidiomycota, pertenecientes a 15 órdenes, 50 familias y un taxón *incertae sedis* y 90 géneros (Figura 2, Tabla 2).

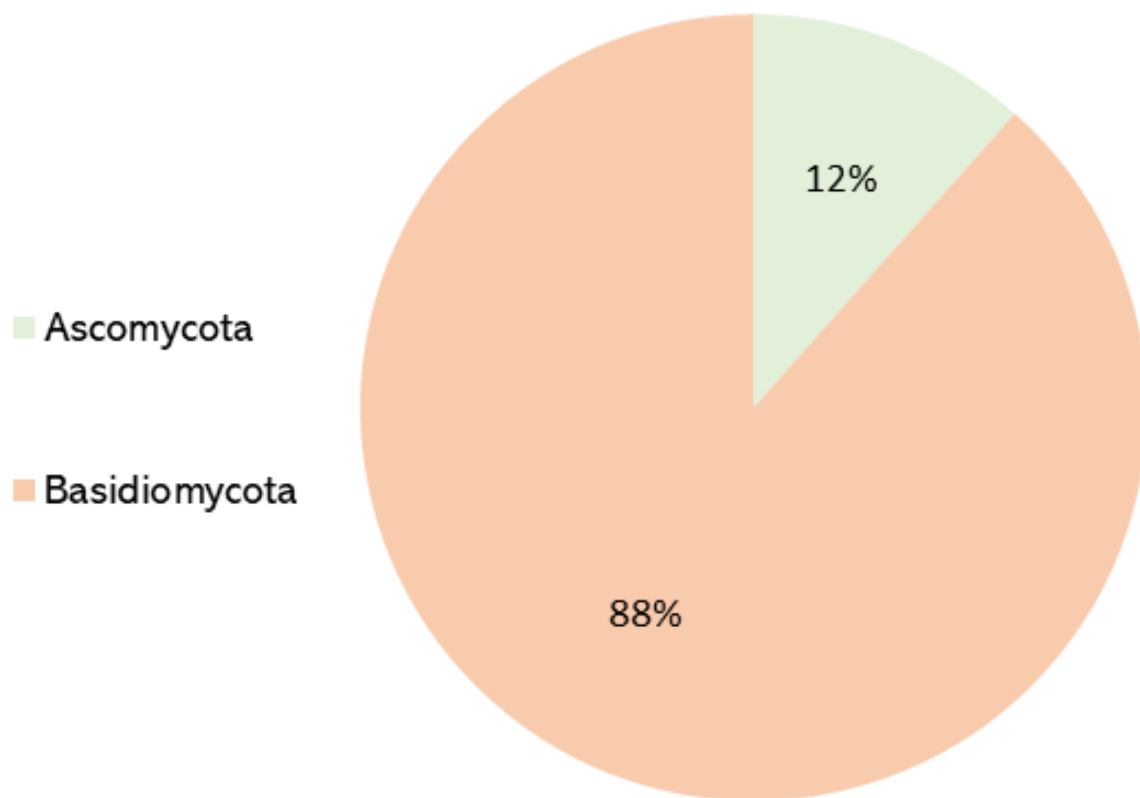


Figura 2. Porcentaje de especies pertenecientes a cada Phylum.

Tabla 2. Número de Subphyla, Clases, Órdenes, Familias, Géneros y Especies por phylum de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México.

	Ascomycota	Basidiomycota	Total
Subphyla	1	1	2
Clases	3	3	6
Órdenes	5	15	20
Familias	12	52	64
Géneros	16	89	105
Especies	29	214	243

De los 541 ejemplares recolectados, se identificaron 438 a nivel de especie, lo que representa el 81 % en este criterio se incluyó aquellos que tenían *aff. cf* y *complex*, antes del epíteto, 78 a nivel de género (14 %) y 25 a nivel de subgénero y sección (5 %) (Figura 3).

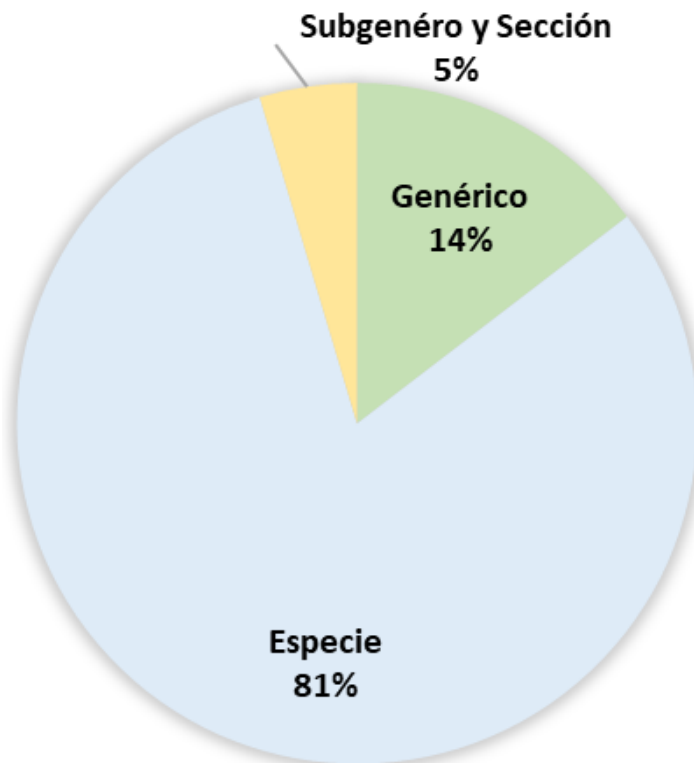


Figura 3. Porcentaje de ejemplares identificados hasta especie, solo a subgénero y sección y solo a nivel genérico.

El listado taxonómico (Anexo I), está conformado por 243 especies, de las cuales 95 son nuevos registros para la Alcaldía Tlalpan, 96 para la Alcaldía Xochimilco y 93 son nuevos registros para la para la CDMX. Del total de especies, encontradas en el bosque de encino de la Cuenca de México respecto al sustrato en donde estaban creciendo, 165 correspondió a los terrícolas, 60 son lignícolas, 17 son humícolas, la restante estaba creciendo sobre otro hongo. De acuerdo con el hábito al que pertenecen (anexo II), 121 especies son ectomicorrízicos, lo que representa el 50 % de las especies totales, 118 son saprobios es decir el 49 % y el 1 % es micoparásito como se puede observar en la figura 4.

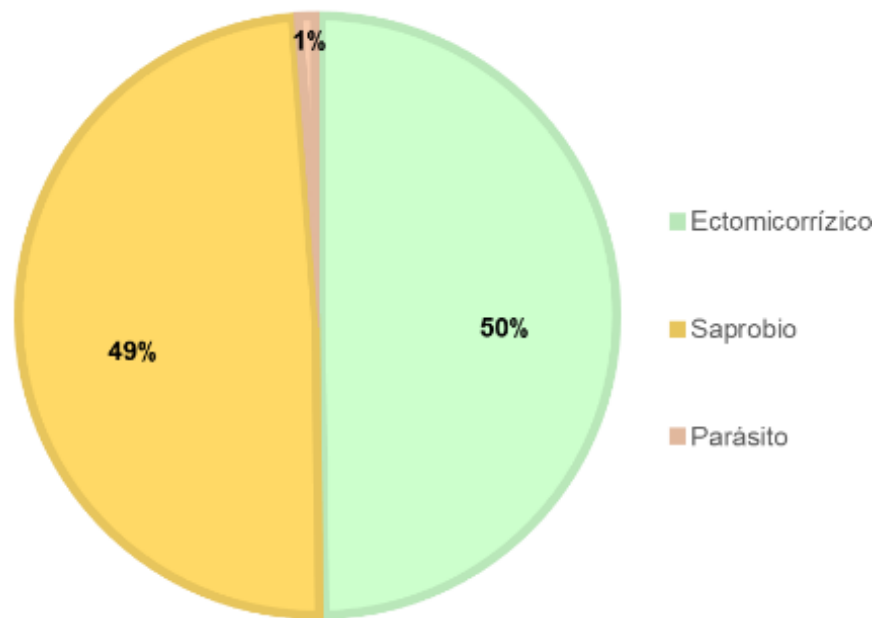


Figura 4. Porcentaje de las especies de hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México respecto al hábito al que pertenecen.

Considerando la abundancia registrada del anexo II, las especies más representativas del bosque de encino de la Cuenca de México son *Scleroderma cepa* con el 3.14 %, *Gymnopus dryophilus* con el 2.77 %, *Amanita virosa* con el 2.4 %, *Exidia aff. ambipapillata* con el 2.2 %, *Cantharellus complex. cibarius*, *Crepidotus mollis*, *Lycoperdon molle* y *Tremella aff. fibulifera* con el 2 % (Figura 5), el resto de las especies están por debajo de este porcentaje, presentando un mínimo del 0.18 %.



Figura 5. Especies de hongos más representativos con base a su abundancia en el bosque de encino de la Cuenca de México. A = *Scleroderma cepa*, B = *Gymnopus dryophilus*, C = *Amanita virosa*, D = *Tremella* aff. *fibulifera*, E = *Cantharellus complex. cibarius*, F = *Crepidotus mollis*, G = *Lycoperdon molle* y H = *Exidia* aff. *ambipapillata*.

7.2 Riqueza de cada taxón

7.2.1 Riqueza de Phyla, Subphyla y Clases

Las 243 especies que se identificaron en este estudio corresponden a dos phyla y subphyla, presentando el mismo número de especies, la mayor riqueza (S) la presentó el phylum Basidiomycota y su subphylum Agaricomycotina con una $S = 214$ por lo tanto es el phylum más diverso, en el caso el phylum Ascomycota y su subphylum Pezizomycotina presento una $S = 29$. En la figura 6, se puede observar que el phylum Basidiomycota (rosa), está conformado por tres clases que son Agaricomycetes, Dacrymycetes y Tremellomycetes, siendo así que Agaricomycetes es la representativa, respecto a las otras en función de su riqueza presentando una $S = 205$ y del phylum Ascomycota (verde), está conformada por tres clases que son Pezizomycetes, Sordariomycetes y Leotiomyces, siendo Pezizomycetes la más representativa con una $S = 16$.

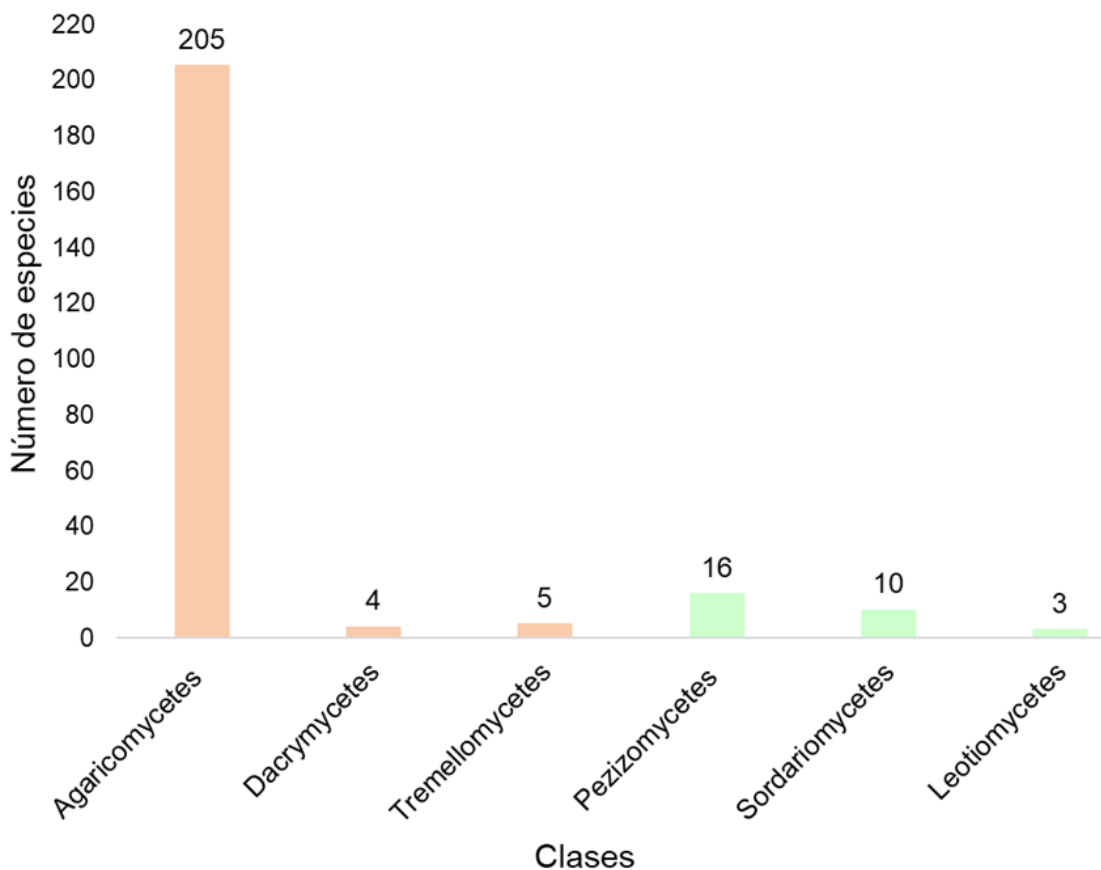


Figura 6. Riqueza de especies de cada clase de hongos macroscópicos dentro del phylum Basidiomycota (rosa) y Ascomycota (verde) registrados en el bosque de encino de la Cuenca de México.

7.2.2 Riqueza de cada orden de hongos macroscópicos

El orden más diverso dentro del phylum Ascomycota es Pezizales con una riqueza de especies de 16, seguido de Xylariales con seis Hypocreales con cuatro y los menos representativos con dos y una especie son Helotiales y Leotiales respectivamente (Figura 7). En el phylum Basidiomycota el orden más diverso es Agaricales presentando una $S = 105$, lo que representa cerca del 50 % del total de especies, seguido de Russulales con $S = 40$, Boletales con 16 especies, Polyporales con 13, Cantharellales y Gomphales con seis, Auriculariales y Tremellales con cinco, Dacrymycetales con cuatro, Hymenochaetales, Sebacinales, Thelephorales y Geastrales, con $S = tres$, los taxones restantes solo tienen una especie respectivamente (Figura 8).

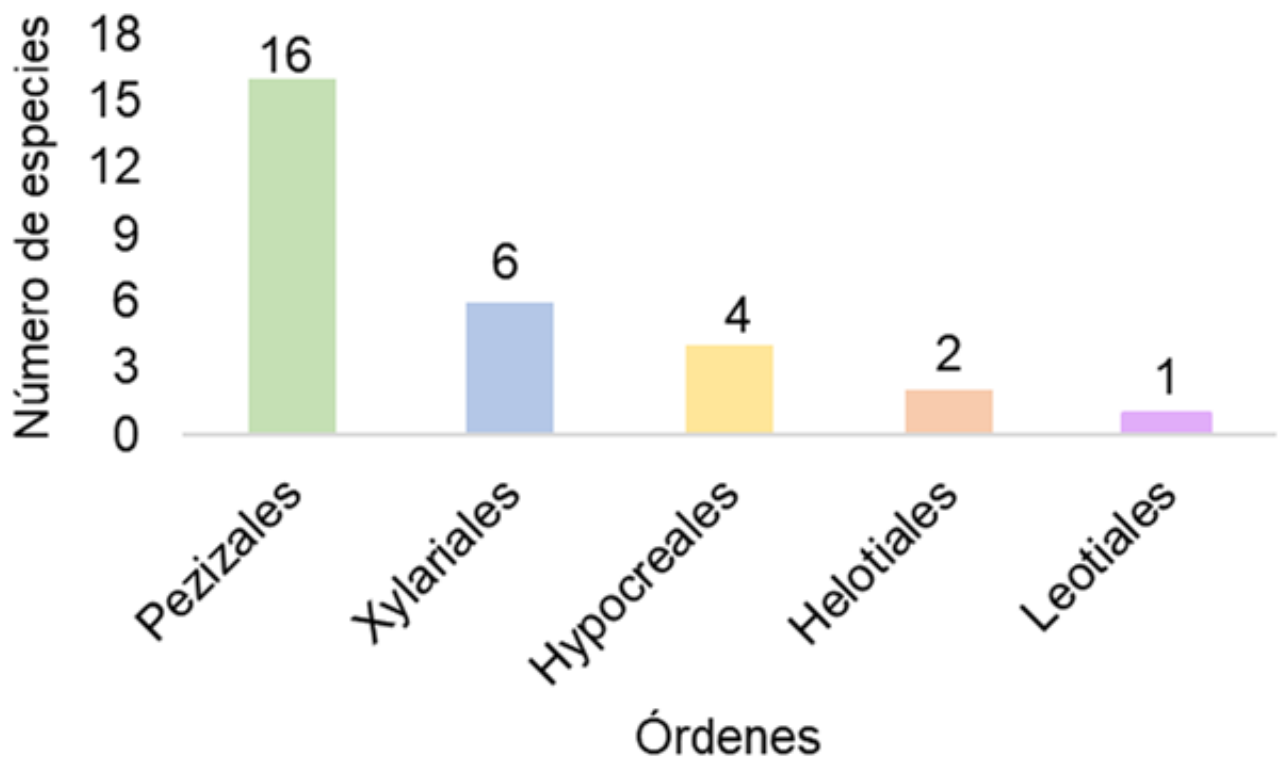


Figura 7. Riqueza de especies de cada orden de hongos macroscópicos dentro del phylum Ascomycota, registrados en el bosque de encino de la Cuenca de México.

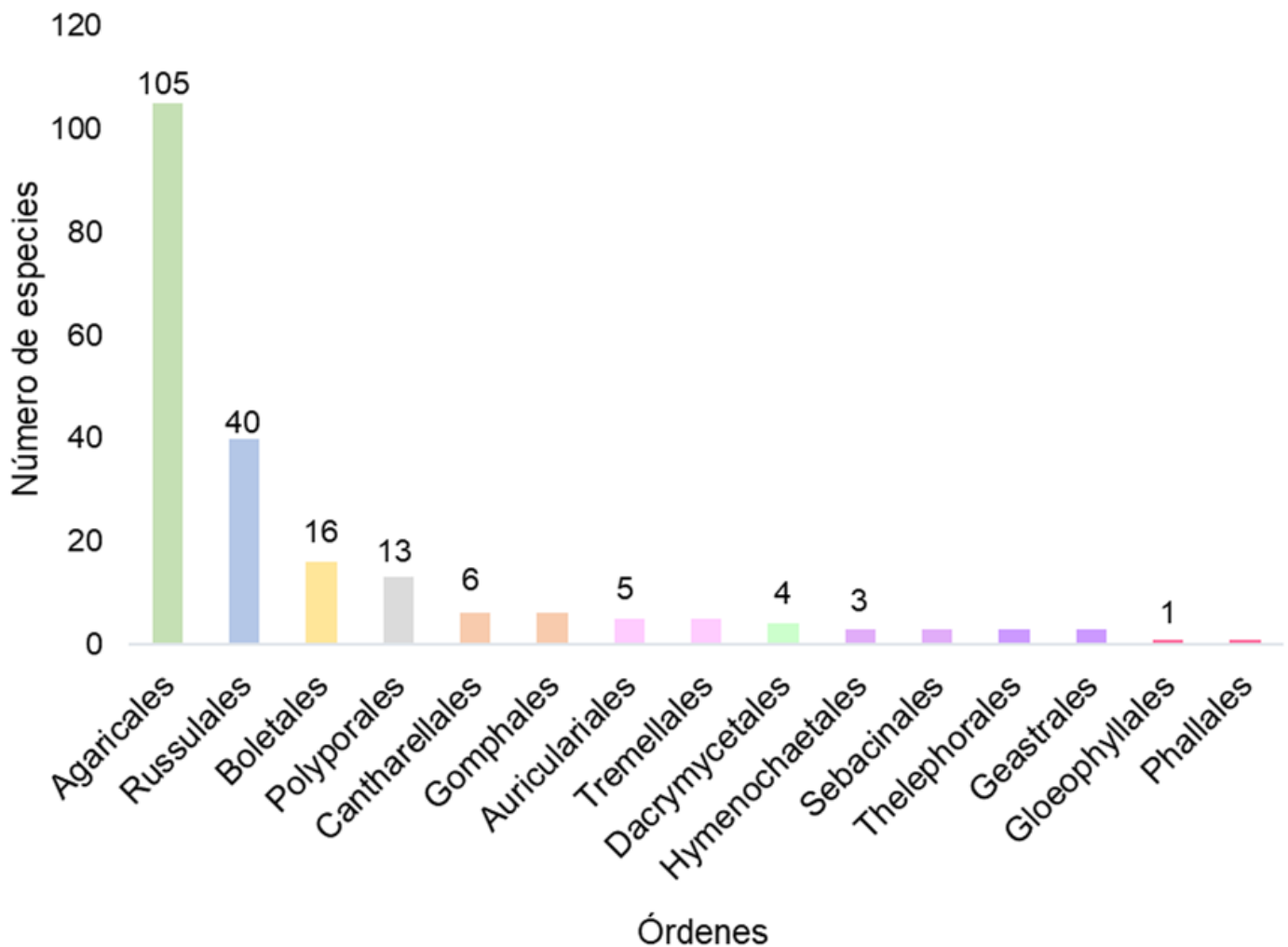


Figura 8. Riqueza de especies de cada orden de hongos macroscópicos dentro del phylum Basidiomycota, registrados en el bosque de encino de la Cuenca de México.

7.2.3 Riqueza de cada familia de hongos macroscópicos

De las 12 familias que conforman el phylum Ascomycota, Helvellaceae y Pyronemataceae poseen la misma riqueza de especies agrupando a seis, siendo estas dos familias las más diversas, seguido de Hypoxylaceae, Pezizaceae y Xylariaceae con tres, Hypocreaceae con dos y las seis familias restantes con solo una especie respectivamente (Figura 9). En el phylum Basidiomycota posee el 81 % de las familias totales, conformado por 51 familias y un taxón *Incertae sedis*, en la Figura 10, se puede observar que Russulaceae es la familia más diversa ya que alberga la mayor riqueza de especies agrupando 36, seguido de Inocybaceae con 19, Agaricaceae con 16, Amanitaceae con 13 y las menos representativas con dos especies, están cinco familias representadas de color verde que son Fomitopsidaceae

Hymenochaetaceae Meruliaceae Physalacriaceae Thelephoraceae y con una sola especie están 24 familias representadas de color rosa desde Cantharellaceae hasta Tapinellaceae, incluyendo al taxón Incertae sedis.

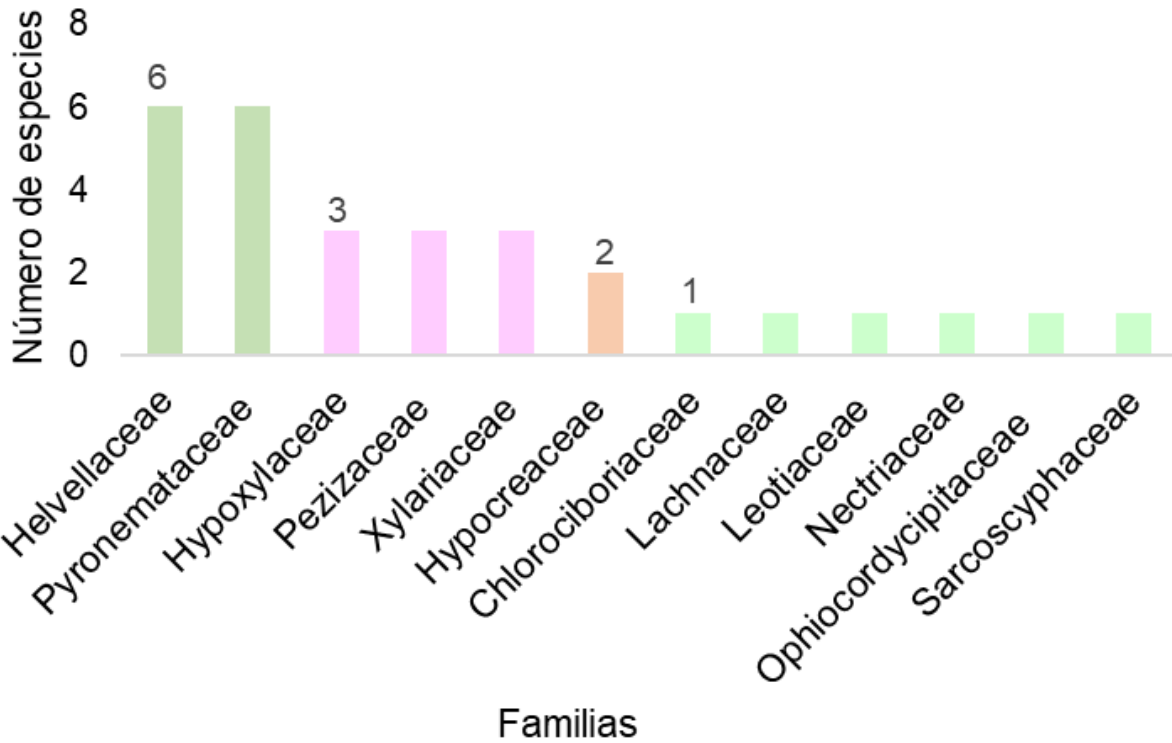


Figura 9. Riqueza de cada familia de hongos macroscópicos dentro del phylum Ascomycota, registrados en el bosque de encino de la Cuenca de México.

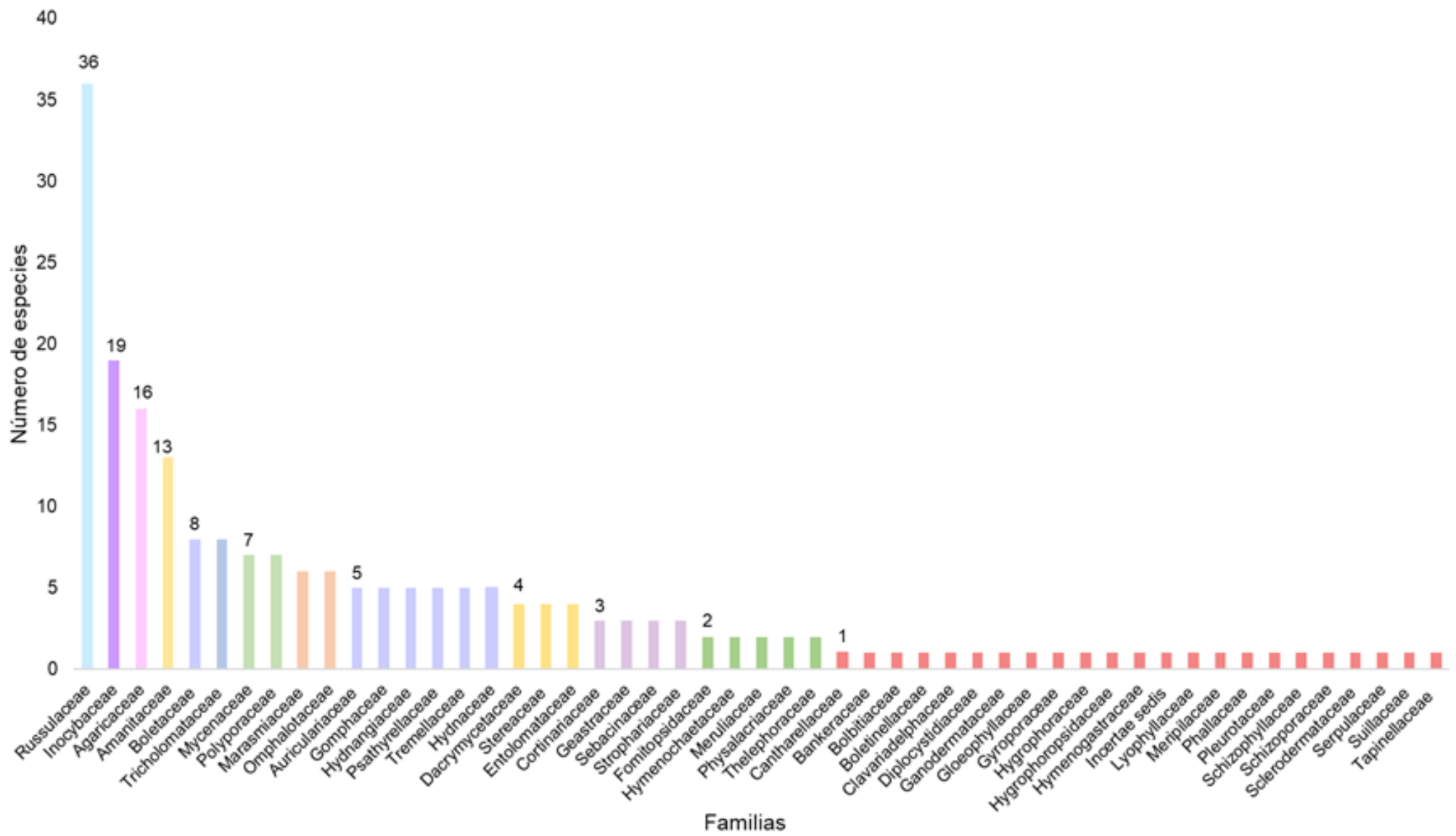


Figura 10. Riqueza de especies de cada familia de hongos macroscópicos dentro del phylum Basidiomycota, registrados en el bosque de encino de la Cuenca de México.

7.3 Completitud del inventario taxonómico mediante estimadores de riqueza

De la evaluación de la completitud de los inventarios de las cuatro localidades en las inmediaciones de la Cuenca de México, a través de los estimadores de riqueza de especies (Tabla 3) se observó que la mayoría de los inventarios mostraron una mejor estimación con Bootstrap y Jackknife 1 (Jack 1), siendo así que el inventario de hongos de la localidad TEOCA presentó el mayor porcentaje de completitud con el 79 % con Bootstrap y del 61 % con Jack 1, con el resto de los estimadores está en el intervalo del 38 al 50 %. Seguido del inventario del BT, presentando el 78 % de completitud con Bootstrap y el 60 % con Jack 1, con el resto de los estimadores presenta un porcentaje del 33 al 49 %. En el caso del inventario del PECM, presentó el 70 % de completitud con Bootstrap y con Jack 1, el 57 %, con el resto de los estimadores está por debajo de 48 %, presentando un mínimo del 17 %. El inventario con el porcentaje de completitud más bajo fue el de SMA, además que fue el único que entre los estimadores no mostraron mucha variación ya que en ellos muestra un mínimo del 6 % con los estimadores ICE y Chao 2, el 7 % con Jack 1 y Jack 2, y el máximo es 8 % de completitud con Bootstrap. Las localidades que mostraron un mayor porcentaje de completitud de sus inventarios taxonómicos mediante Bootstrap y Jack 1, fueron BT y TEOCA, con variación del uno por ciento entre ellos, de los valores máximos obtenidos, por lo tanto, se evidenció que son las localidades que presentan una mejor representatividad en su muestreo, en comparación con el resto de las localidades.

El inventario total de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México (C de M), presentó una completitud del 80 % con Bootstrap y el 63 % con Jack 1, con el resto de los estimadores está entre el intervalo del 43 al 51 %. En la Figura 11, se observa la curva de acumulación de especies se encuentra por debajo de las demás curvas de los estimadores de riqueza, esta curva se basó en datos de incidencia siendo el límite máximo la riqueza total observada (S_{obs}) que fue de 243 especies, todas las curvas no muestran una tendencia de llegar a la asíntota, lo cual refleja, que el esfuerzo de muestreo no ha sido suficiente.

La curva de especies únicas o “singletons” (especies están representadas por sólo un individuo en la muestra) y especies duplicadas o “doubletons” (especies están representadas por exactamente dos individuos), tampoco tienden a la asíntota. El porcentaje de “singletons” fue considerablemente mayor con un 60.9 % en comparación al de los “doubletons” que fue

del 15.6 %, por lo que se observó que hay una mayor presencia de especies raras en comparación con las especies comunes.

La curva ajustada por la ecuación de Clench, tiene un buen ajuste con $R^2 = 0.997$, se estimó que la asíntota es igual a 572 especies, la pendiente es de 13.92, al evaluar la calidad del inventario con la pendiente, el valor obtenido indica que aún se requiere un mayor esfuerzo de muestreo para obtener un inventario completo y fiable. La micobiota registrada para la Cuenca de México arrojó un 42 % de calidad del inventario, por lo que la riqueza que se tiene muestra que se registró menos del 50 % de las especies de hongos macroscópicos totales para la Cuenca de México, esto muestra una concordancia con los valores obtenidos mediante los estimadores de riqueza, ICE y Chao 2.

Tabla 3. Riqueza de especies de hongos macroscópicos, observada y estimada en el Bosque de Tlalpan (BT), Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM), El Coatzontle de San Miguel Ajusco (SMA), Cerro Comunal Teoca (TEOCA) y Cuenca de México (C de M), de acuerdo con los estimadores ICE, Chao 2, Jack 1 (Jackknife 1), Jack 2 (Jackknife 2) y Bootstrap.

Sitio de muestreo	Año (s) de muestreo	Abundancia	Riqueza	Estimadores				
				ICE	Chao 2	Jack 1	Jack 2	Bootstrap
	2008, 2011, 2012,							
BT	2014 y 2015	145	90	0.33	0.44	0.60	0.49	0.78
PECM	2004 a 2008	93	69	0.17	0.31	0.57	0.47	0.70
SMA	2018	68	52	0.06	0.06	0.07	0.07	0.08
	2008, 2014, 2015,							
TEOCA	2016 y 2018	235	136	0.38	0.48	0.61	0.50	0.79
C de M	2004 a 2018	541	243	0.43	0.49	0.63	0.51	0.80

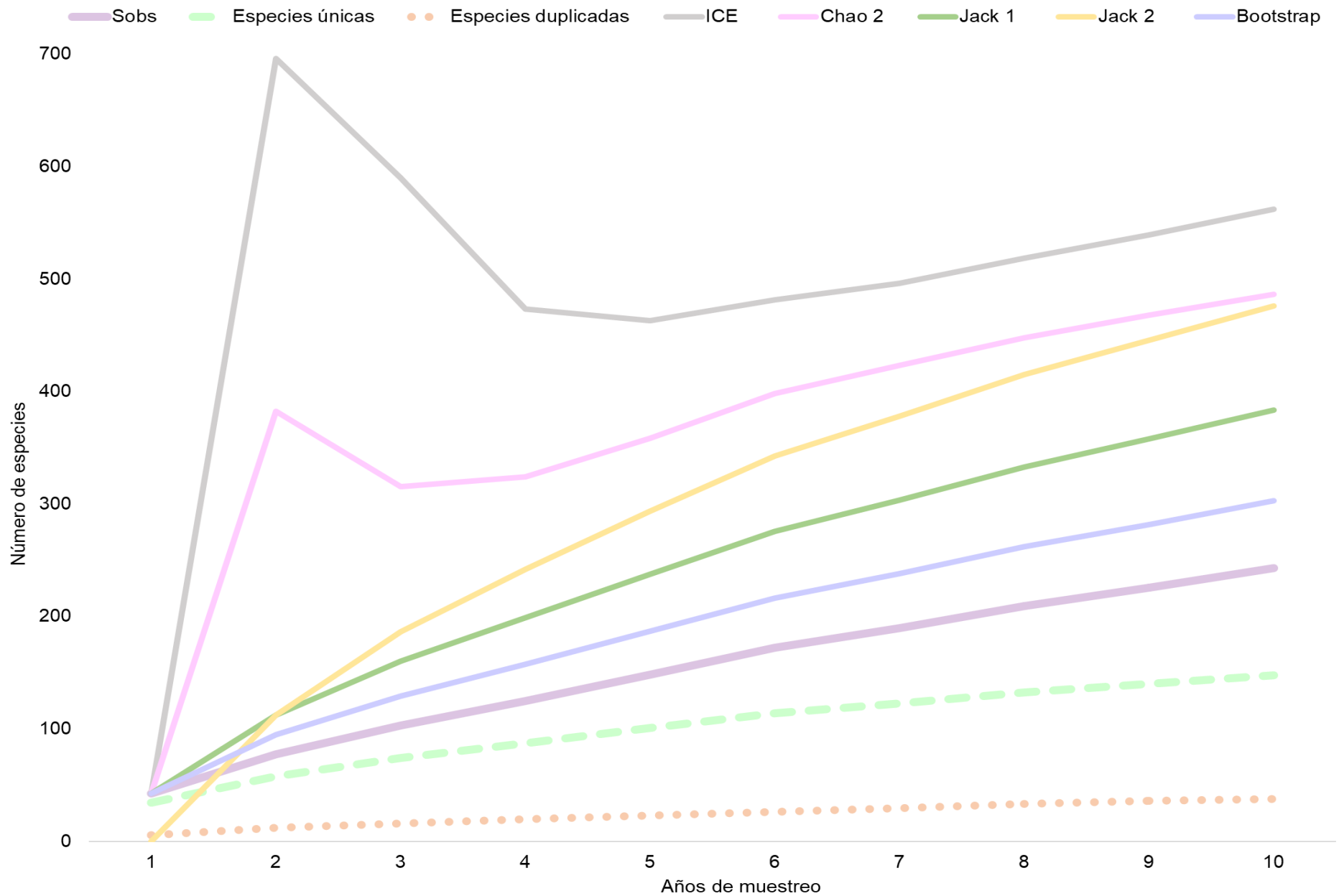


Figura 11. Curva de acumulación de especies de hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México y las curvas de riqueza estimada con Chao 2, Jackknife 1, 2 y Bootstrap. Se ajustó la ecuación de Clench a la curva de acumulación de especies $S_{obs} = 243$; $R^2 = 0,997$, asíntota = 572.05, pendiente = 13.92.

7.4 Completitud del inventario taxonómico mediante la cobertura de la muestra

De la evaluación de la completitud de los inventarios de cada localidad, así como para la Cuenca de México mediante la cobertura de la muestra (Cm) con base en datos de incidencia (número de muestras), se obtuvo que para las cuatro localidades fue del 38 al 64 % de completitud, el inventario de hongos macroscópicos más completo y con el menor déficit de muestreo correspondió al Cerro Comunal Teoca (TEOCA) con el 64 %. Seguido del inventario correspondiente al Bosque de Tlalpan (BT) con el 54 % de completitud. Los inventarios correspondientes al Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM) y San Miguel Ajusco (SMA), son los que presentan un porcentaje de completitud menor al 50 %, siendo este último sitio de muestreo el que presenta el porcentaje más bajo con el 38 %. Respecto a la completitud del inventario de hongos macroscópicos para el bosque de encino de la Cuenca de México (C de M) este se encuentra conformado por el 72 % (Tabla 4).

Tabla 4. Valores obtenidos en el Análisis de Completitud, con base en incidencia de hongos macroscópicos presentes en el bosque de encino de la Cuenca de México. Cm: cobertura de la muestra, especies únicas (especies representadas por una sola muestra), especies duplicadas (especies representadas por dos muestras). BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle de San Miguel Ajusco, TEOCA = Cerro Comunal Teoca y C de M = Cuenca de México.

Localidades	Unidades de Muestreo (n)	Especies únicas	Especies duplicadas	Riqueza (S)	Cm	Déficit del muestreo
BT	145	21	2	90	0.54	0.46
PECM	93	37	5	69	0.46	0.54
SMA	68	49	8	52	0.38	0.62
TEOCA	235	59	10	136	0.64	0.36
C de M	541	66	13	243	0.72	0.28

En cuanto al número de ejemplares recolectados o unidades de muestreo (n) y la riqueza de especies (S) en las cuatro localidades, se observó correspondencia, entre la localidad con mayor número de ejemplares y la mayor riqueza. El TEOCA, fue la localidad que presentó mayor riqueza, agrupando 235 ejemplares (n) correspondientes a 136 especies (S), seguido del BT con (n = 145, S = 90), PECM (n = 93, S = 69,) y al final SMA (n = 68, S = 52).

En cada sitio de muestreo hubo variaciones en el número de ejemplares recolectados, por lo cual se hizo un análisis de rarefacción-extrapolación, del cual se obtuvo la curva de rarefacción para cada sitio de muestreo. En la figura 12 se observa que TEOCA, presenta la mayor riqueza de especies de hongos macroscópicos estimada con 95 especies, seguido del PECM con 89 especies, SMA con 87 especies y al final el BT con 86 especies. La riqueza estimada de los hongos macroscópicos en las cuatro localidades es similar y muestran poca variación en el número de especies entre ellas, del mismo modo, éstas no mostraron diferencias estadísticamente significativas con intervalos de confianza a 95 %.

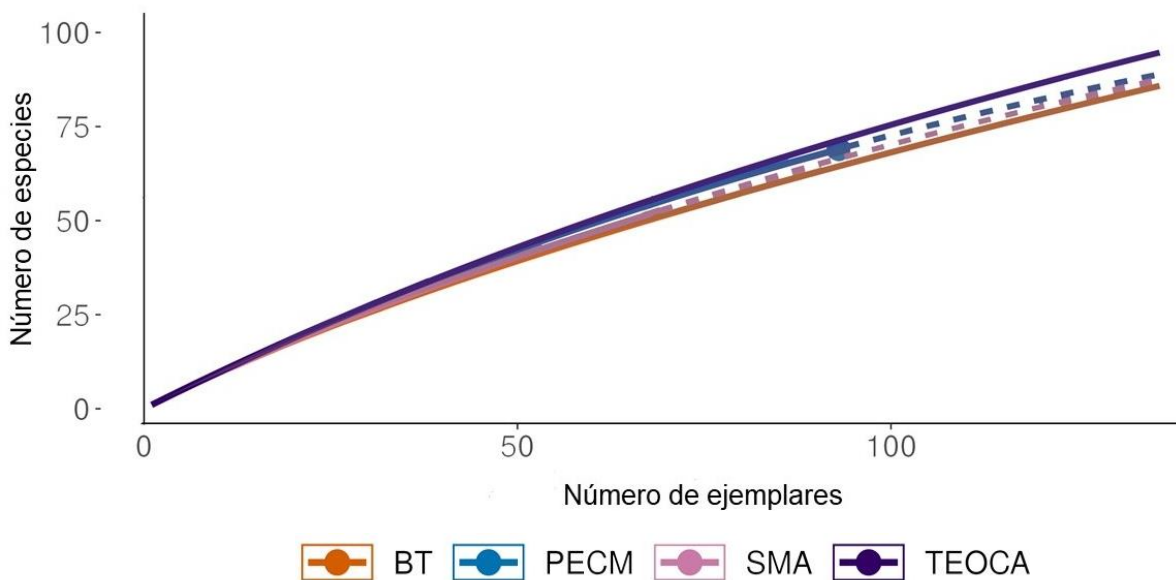


Figura 12. Curva de rarefacción para cada sitio de muestreo, estandarizada a 136 unidades de muestreo (el doble de las muestras de la comunidad de hongos con el menor tamaño de la muestra, SMA, n = 68) con intervalos de confianza de 95 % a 100 aleatorizaciones. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle de San Miguel Ajusco, TEOCA = Cerro Comunal Teoca, la línea discontinua representa la extrapolación.

7.5 Riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica

De las estimaciones de diversidad, mediante la índice riqueza de Margalef y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), se obtuvo que de acuerdo con ambos índices la localidad el TEOCA, es quien presenta la mayor riqueza y diversidad de especies (Margalef = 24.73 y $H' = 4.723$), seguido en orden descendente del BT, PECM y SMA es quien presenta los valores mínimos de riqueza y diversidad (Margalef = 12.09.73 y $H' = 3.828$). Del mismo modo para los hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México, el índice de diversidad fue del $H' = 5.009$ y el de Margalef igual a 38.45 (Tabla 5).

Tabla 5. Valores obtenidos con el índice de riqueza de Margalef y de diversidad de Shannon (H') en las cuatro localidades de muestreo y para la Cuenca de México. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle de San Miguel Ajusco, TEOCA = Cerro Comunal Teoca y C de M = Cuenca de México.

Localidad	Shannon_ H'	Margalef
TEOCA	4.723	24.73
BT	4.244	17.88
PECM	4.139	15
SMA	3.828	12.09
C de M	5.099	38.45

La diversidad taxonómica promedio de los hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México fue de $\Delta+ = 55.06$. Las cuatro localidades no mostraron diferencias significativas entre sí, no obstante, con referencia a los promedios obtenidos en la figura 13 se pueden identificar 2 grupos con valores de diversidad taxonómica diferentes en torno al promedio esperado por azar, el primer grupo es aquel que presento los valores de diversidad taxonómica promedio más altos este está conformado por el TEOCA ($\Delta+ = 57.13$) y BT ($\Delta+ = 56.45$) y el segundo con valores de diversidad taxonómica promedio más bajos SMA ($\Delta+ = 53.98$) y PECM ($\Delta+ = 53.83$).

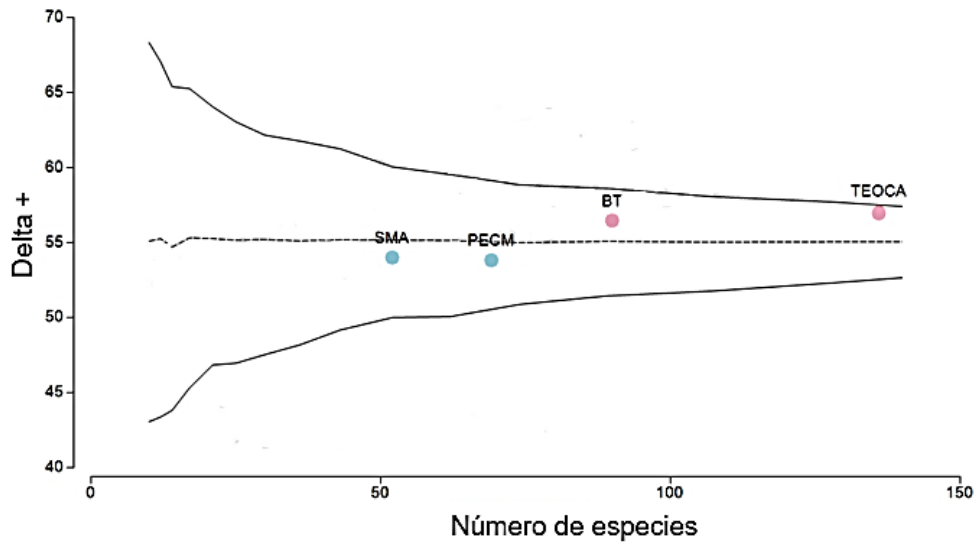


Figura 13. Diversidad taxonómica de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México, la línea punteada es el valor de la diversidad taxonómica promedio esperado por azar. Los colores indican los dos grupos, en donde las localidades presentan diferentes valores de diversidad taxonómica. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle de San Miguel Ajusco, TEOCA = Cerro Comunal Teoca.

7.6 Comparación de la composición taxonómica y de especies entre las localidades

Se compararon las cuatro localidades mediante el índice de similitud de especies de Jaccard. En la Tabla 6, se observa que las localidades que tienen una composición de especies más similar son Bosque de Tlalpan (BT) y El Cerro comunal Teoca (TEOCA), presentando un 19.5 % de similitud, en comparación al resto de las localidades que presentan una similitud que fluctúa del 10-18.9 %, siendo quien presenta el menor porcentaje de similitud es El Coatzontle, San Miguel Ajusco (SMA) en comparación con el Bosque de Tlalpan. En el análisis de conglomerados, (Figura 14) muestra la agrupación jerárquica de las localidades, basado en los valores de similitud de sus especies, ratificándose, que estas mismas localidades son las que presentan la mayor similitud, ya que se encontraron dentro de la misma rama del dendrograma, asociadas con 0.195 y caracterizado por 36 especies en común.

En las localidades que presentaron una menor similitud y por lo tanto poseen una mayor diferenciación en su composición de especies basada en $(1-\beta J)$, son SMA, en comparación con el PECM, ya que presentan una asociación del 0.110, y una disimilitud del 89 %, compartiendo 13 especies, de estas, *Laccaria cf. vinaceobrunnea*, es una especie exclusiva para estas localidades. Con el 90 % de disimilitud y con el 0.100 de asociación, también encontramos al Coatzontle, de San Miguel Ajusco (SMA) en comparación con el Bosque de Tlalpan estas solo comparten 12 especies de las cuales se encuentran *Amanita flavoconia*, *Astraeus morgani*, *Cantharellus complex. cibarius*, *Clavulina aff. cinérea*, *Crepidotus mollis* *Exidia aff. ambipapillata*, *Exidia thuretiana*, *Gymnopus dryophilus*, *Helvella lacunosa*, *Marasmiellus confluens*, *Marasmius rotula* y *Tremella aff. fibulifera*, estas tres localidades conformaron el grupo que presentó una mayor disimilitud, en el resto de las comparaciones presentaron valores de disimilitud en el intervalo del 80 al 84 %, sin embargo, la disimilitud de especies promedio $(1-\beta J)$ entre pares de localidades en donde se recolectaron los hongos macroscópicos fue del 85 %.

Tabla 6. Valores obtenidos con el índice de Similitud y disimilitud $(1-\beta J)$ de Jaccard entre las localidades de la Cuenca de México. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle, San Miguel Ajusco y TEOCA = Cerro (Volcán) Comunal Teoca.

Comparación	Valores del Índice de Jaccard	Valores del Índice de disimilitud Jaccard
PECM vs. BT	0.160	0.840
SMA vs. BT	0.100	0.900
TEOCA vs. BT	0.195	0.805
SMA vs. PECM	0.110	0.890
TEOCA vs. PECM	0.151	0.849
TEOCA vs. SMA	0.189	0.811

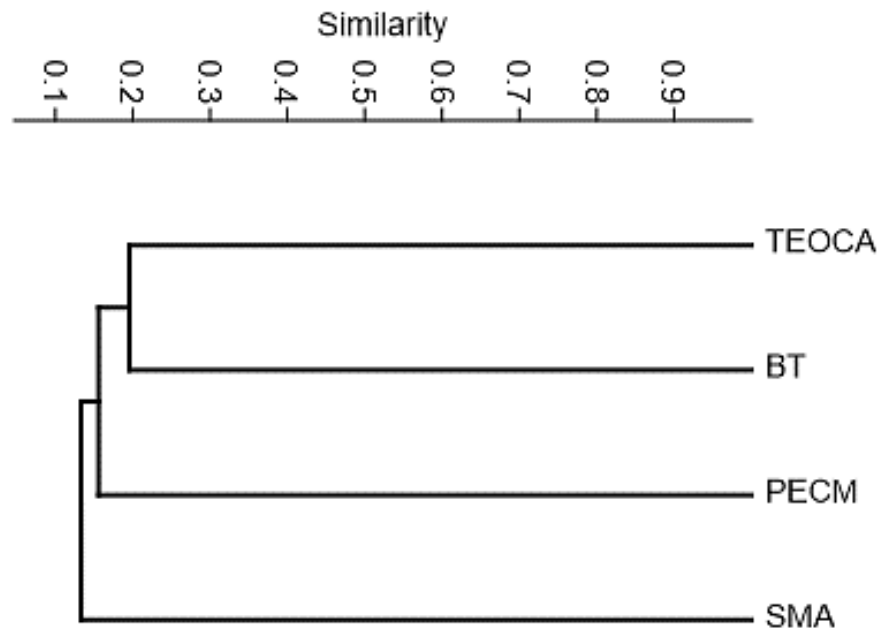


Figura 14. Dendrograma de similitud calculado con el índice de Jaccard entre las localidades. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle, San Miguel Ajusco y TEOCA = Cerro (Volcán) Comunal Teoca.

Los datos obtenidos a partir de la similitud taxonómica basada en el índice de Bacaro (2007), (ΔT), nos indicó que el BT y TEOCA, son las localidades que comparten el mayor número de taxones con el 35.6 %, en comparación con el resto de las localidades, que presentaron una similitud taxonómica en el intervalo del 23.9 al 34.8 % (Tabla 7), el resto son similares entre el 25 al 31 %, siendo quien presenta el menor porcentaje de similitud es SMA en comparación con PECM. En la Figura 15, el dendrograma que se obtuvo a partir del análisis de conglomerados basado en los valores de similitud de sus taxones, muestra la misma agrupación de las localidades que se observan en la figura 14, en este caso BT y TEOCA, se encuentran dentro de la misma rama, asociadas con 0.356, compartiendo las ocho categorías taxonómicas que se contemplaron en este estudio, caracterizado por 124 taxones en común.

La disimilitud taxonómica promedio de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México fue del 69.6 %. Las localidades con menor similitud taxonómica y por lo tanto mayor diferenciación en la composición de sus taxones basado en $(1-\Delta T)$ son SMA en comparación con el PECM, ya que presentaron una asociación del 0.239, y una disimilitud del 76.1 %. Compartieron todas las categorías taxonómicas, representadas

en 62 taxones en común, entre ellos, cuatro clases, 9 órdenes, 17 familias y 14 géneros que son *Agaricus*, *Amanita*, *Cantharellus*, *Crepidotus*, *Exidia*, *Gymnopus*, *Helvella*, *Laccaria*, *Leucoagaricus*, *Marasmiellus*, *Russula*, *Sebacina*, *Trametes* y *Tremella*. En el resto de las localidades presentaron una disimilitud taxonómica de entre 64.4 y 75 %.

Tabla 7. Índice de similitud (ΔT) y disimilitud ($1-\Delta T$) taxonómica entre las localidades. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle, San Miguel Ajusco y TEOCA = Cerro (Volcán) Comunal Teoca.

Comparación	Valores del Índice de Similitud taxonómica	Valores de disimilitud taxonómica
PECM vs. BT	0.313	0.687
SMA vs. BT	0.250	0.750
TEOCA vs. BT	0.356	0.644
SMA vs. PECM	0.239	0.761
TEOCA vs. PECM	0.315	0.685
TEOCA vs. SMA	0.348	0.652

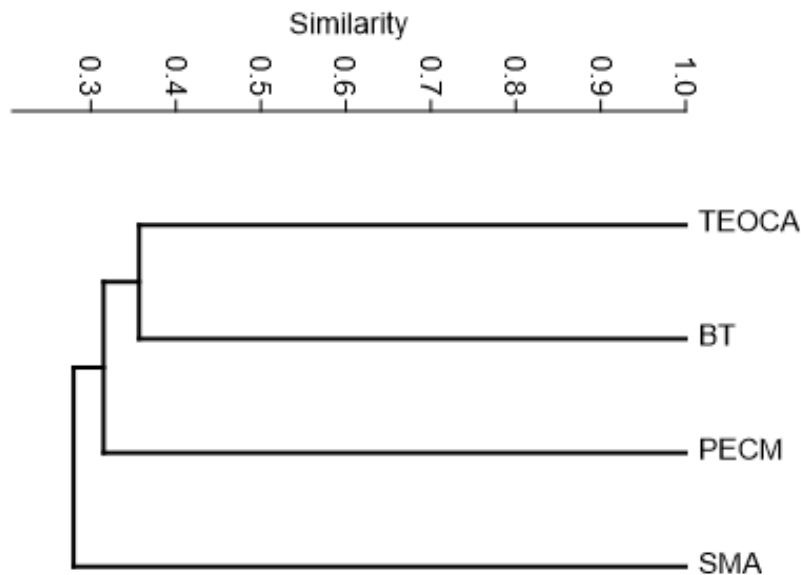


Figura 15. Dendrograma de similitud taxonómica calculado con el índice de Bacaro entre las localidades. BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle, San Miguel Ajusco y TEOCA = Cerro (Volcán) Comunal Teoca.

8. Discusión

Para el desarrollo de este trabajo primero se decidió el concepto de especie con el cual se trabajaría. Aunque definir que es una especie es un problema antiguo y controvertido (Llorente Bousquets y Michán Aguirre, 2000), hasta la fecha existe una problemática para los micólogos en cuanto a que definición utilizar. Coyne y Orr (2004), manifiestan que todos los conceptos funcionan mejor para otros reinos que para el de los hongos, aunque, con base en Cain (1954), Crisci (1981), Luna (1994), Sour y Montellano (1994), Fernández et al. (1995) y Money (2013), nos plantean que una respuesta inmediata ante esta situación es que, dependiendo el campo de estudio, el enfoque, la finalidad y el taxón en el que se utilice, el concepto se acota a conveniencia. Aunque para el caso específico de los hongos, se ha visto que el concepto de especie filogenética, morfológica, genealógica y evolutiva, son las que más se utilizan Money (2013).

Arnold et al. (2000), mencionan que el uso del concepto morfológico de especie para designar unidades taxonómicas funcionales es común en estudios de taxones muy diversos, como es en el caso de los hongos. Asimismo, este concepto de especie es el que se utiliza frecuentemente para el desarrollo de inventarios y estimaciones de biodiversidad (Llorente Bousquets y Michán Aguirre, 2000), objetivos que son principales en este estudio, motivo por el cual, se decidió utilizar el concepto de especie morfológica para este trabajo, donde la entidad taxonómica de las especies se basó únicamente en su distinción fenotípica. De acuerdo con Money (2013), el punto más criticable del concepto de especie morfológica es que los micólogos emplean subjetividad para determinar qué características del fenotipo son las que segregan especies, sin embargo, la aportación más importante es que nos brinda cuales son los caracteres diagnósticos de la especie.

En la actualidad, se hace uso de la aplicación de técnicas moleculares, ya que estas han permitido un avance significativo en el conocimiento sobre la diversidad fúngica, biogeografía, en la comprensión de su ecología y en la estructura de sus comunidades de una gran variedad de ambientes, además en el mejor de los casos permite identificar y catalogar especies a partir de una pequeña muestra, proporcionado así nueva información en la taxonomía y sistemática fúngica, permitiendo aclarar las relaciones evolutivas dentro de grupos taxonómicos, la reubicación de organismos que estaban clasificados erróneamente y el descubrimiento de nuevos grupos, aunque la secuenciación de estos organismos es una herramienta valiosa para estudiar las relaciones filogenéticas en realidad dice poco sobre las

especies e inclusive algunos taxones ni siquiera pueden identificarse con especies o incluso en niveles taxonómicos más altos (Money, 2013; Arnold et al., 2000; Tedersoo et al., 2014; 2020). Por lo que se sugiere una taxonomía integrativa, es decir que conjunte lo morfológico con las herramientas moleculares, ya que el uso de ambas no es mutuamente excluyente al contrario son complementarios y da mayor robustez.

Al identificar los ejemplares recolectados al nivel taxonómico de especie, uno de los inconvenientes que se presentó fue la falta de trabajos monográficos, así como también de publicaciones disponibles y claves especializadas, para algunos géneros, en algunos otros la descripción estaba incompleta, haciendo falta así caracteres morfológicos fundamentales que imposibilitaron su identificación, poniendo en manifiesto que se requiere de un mayor número de taxónomos especializados en cuanto a la descripción y literatura para una identificación correcta de las de especies, asimismo, también influyó el estado de inmadurez en el que se encontraban al ser recolectados o bien que una vez deshidratados los esporomas estaban tan deteriorados que inclusive ya no tenían laminas, por lo tanto en ambos casos, carecían de esporas, siendo estas un carácter indispensable para su identificación. A pesar de estas vicisitudes en el anexo I y Figura 3, se puede observar que, de los 541 ejemplares obtenidos en los muestreos de las localidades en las inmediaciones de la Cuenca de México, la mayoría de estos se lograron identificar hasta especie, esto se ve reflejado en un 81 %, el resto del porcentaje se quedó dividido en aquellas que solo se llegaron a nivel de subgénero y sección, o bien hasta a nivel genérico.

En el listado taxonómico (anexo I), algunos de los taxones de hongos macroscópicos, presentan una abreviatura como *affinis* (*aff.*), *confer* (*cf.*) o *complexus* (*complex*) entre el género y la especie, a pesar de que el código internacional de nomenclatura para algas, hongos y plantas establece que el nombre de una especie consiste en el nombre del género seguido de un solo epíteto específico (Turland et al., 2018). De acuerdo con Patrick Leacock (<http://www.mushroomthejournal.com>), menciona que *aff. cf.* y *complex*, no forman parte del nombre del taxón y se utilizan cuando no se está seguro de la identificación, imposibilitando asignar un epíteto específico a los ejemplares. Por lo tanto, de acuerdo con este autor y bajo los criterios de este trabajo, se utilizó *aff.*, para indicar que se está relacionado estrechamente o bien que se asemeja a una especie determinada, pero muestra características que la hacen una especie diferente. Mientras *cf.*, se utiliza para indicar que es muy parecida de la especie determinada, pero los caracteres observados no coinciden por

completo con dicha especie, sin embargo, esto es insuficiente para definirla como una especie nueva. El término *complexus* (*complex.*) hace referencia a que un grupo o conjunto de especies que están estrechamente relacionadas y no hay una clara y contundente característica morfológica que las delimite. En este sentido hablamos de especies crípticas, es decir, que de acuerdo con sus características exclusivamente morfológicas no hay diferenciación, en este caso, y en la actualidad se utilizan datos de ADN, y cabe destacar que ambos datos (morfológicos como moleculares) o bien la conjunción de caracteres que estos nos brindan, servirían para poder segregar estas especies crípticas.

De acuerdo con el anexo I y II, se reportan dos phyla, dos subphyla, seis clases, 20 órdenes, 63 familias, 105 géneros y 243 especies, todas estas pertenecientes a las localidades en donde se hicieron las recolecciones que corresponden a dos Alcaldías; Tlalpan y Xochimilco, si se compara el listado de la composición de especies para el bosque de encino de la Cuenca de México (anexo I) con la Tabla 1, se observa que en la Alcaldía Tlalpan se tiene reportado 73 especies, mientras que para la Alcaldía Xochimilco se reporta 11 y en el compendio general para la CDMX se tienen 264. Sin embargo, con la realización de este trabajo en las dos localidades (BT y PECM) en las inmediaciones de la Alcaldía Tlalpan se aportó un 130 % del número de especies reportadas para toda la Alcaldía por Sierra et al. (2016), lo que lo convierte en un 67 % con lo reportado en Chávez-García (2016), que considera sólo una localidad coincidente con este trabajo que fue Bosque de Tlalpan (BT). En el caso específico de la Alcaldía Xochimilco, se aportó aproximadamente el 873 %, lo que lo convierte en cerca del 50 % de lo que reportó Ruiz-Ramos (2018), para El Cerro Comunal Teoca (TEOCA), misma localidad que se contempló en este estudio.

Asimismo, Chávez-García (2016) y Ruiz-Ramos (2018), consideraron el bosque de *Quercus* y sus asociaciones con *Pinus* y cultivado, en el caso de Bosque de Tlalpan y para El Cerro Comunal Teoca *Pinus* y *Cupressus*, de los cuales, para la elaboración de este trabajo, se descartaron y solo se enfocó en los hongos macroscópicos pertenecientes a los bosques de encino y es por ello por lo que hay variaciones en el porcentaje del número de especies reportadas. Para la CDMX, se incrementó un 35 % de las especies reportadas, es decir se añadieron 93 especies. En términos generales se observó que hubo un incremento en el conocimiento taxonómico en ambas alcaldías y para la CDMX, sin embargo, en donde fue la mayor contribución fue para la Alcaldía Xochimilco, seguido de Tlalpan y al final para la CDMX.

Tomando en consideración la contribución de este trabajo desarrollado en el bosque de encino, respecto al número de nuevas especies reportadas en la Tabla 1, por Sierra et al. (2016), hay cambios en el posicionamiento de las Alcaldías, colocando a Tlalpan como la Alcaldía que posee el mayor número de especies, con un total de 168 y en quinto lugar se posiciona Xochimilco con 107 especies. De las investigaciones de Galván-Becerril (2019), y Gutiérrez-Sánchez (2019), para la Cuenca de México, se contemplaron diferentes vegetaciones como *Abies*, *Abies-Pinus*, *Alnus*, *Quercus*, *Quercus-Cupressus*, *Quercus-Pinus* y vegetación mixta. De estos trabajos y respecto al tipo de vegetación de *Quercus* se encontró que Galván-Becerril (2019), reportó 8 especies y Gutiérrez-Sánchez (2019), reportó 11. Por lo tanto, éste es el tercer trabajo desarrollado en la parte sur de la Cuenca de México, sobre hongos macroscópicos, pero, el primero, en desarrollarse únicamente en la vegetación de *Quercus*, cabe destacar que las especies que reportaron ambos autores, también se encontraron en este estudio.

Dado que Newton (1990) describió a los bosques de encino como micorrízicos obligados y de acuerdo con Bandala et al. (2018), quienes mencionan que los hongos macroscópicos son quienes generalmente forman esta asociación, en específico ectomicorrizas, era de esperarse que la mayoría de los hongos macroscópicos pertenezcan a este hábito, como se puede observar en la figura 4, en donde del total de especies, el 50 % son ectomicorrízicos desarrollándose en un sustrato terrícola, el 49 % son saprobios creciendo sobre madera (lignícolas) y hojarasca (humícolas) y el 1 % es micoparásito, estos resultados son coincidentes en estudios como el de Garza et al. (1985), Garza Ocañas (1986), Montañez-Arce (1999), Mendoza-Díaz et al. (2006), Cazares et al. (2011) y Ayala-Sánchez et al. (2015), llevados a cabo en territorio mexicano. Sin embargo, a pesar de encontrar una mayor presencia de hongos ectomicorrízicos, no fue tan distante de los saprobios, ya que también se encontraron numerosas especies lignícolas y humícolas, esto se debió a la acumulación excesiva de materia orgánica y al alto grado de humedad que se presentó en el sitio, que son características idóneas para que se desarrollen especies saprobias. En este estudio ocho especies fueron las más representativas, dos de estas fueron concurrentes en estudios previos como, *Scleroderma cepa*, coincidente con lo que reportó Chávez-García (2016), para Bosque de Tlalpan y *Cantharellus complex. cibarius*, que registro Ruiz-Ramos (2018), para el Cerro Volcán comunal Teoca.

Actualmente en México, solo existen siete investigaciones acerca de los hongos macroscópicos que se desarrollan específicamente en el bosque de encino, éstas se enfocan en trabajos taxonómicos, que documentan y describen la diversidad de hongos que podemos encontrar en este tipo de vegetación, en todas estas, el resultado principal es la generación del listado taxonómico o el inventario del sitio, correspondientes a diferentes entidades federativas del país entre ellas, Nuevo León (Garza et al. 1985; Garza Ocañas, 1986), Estado de México (Montañez-Arce, 1999; Cazares et al. 2011), Hidalgo (Mendoza-Díaz et al. 2006), Tlaxcala (Cazares et al. 2011), Baja California (Ayala-Sánchez et al. 2015) y Veracruz (Bandala et al. 2018). Es importante aclarar que hay más estudios que si bien no se especializan en esta vegetación, sí la toman en consideración.

A pesar de que los listados taxonómicos reportan la diversidad de la micobiota que poseemos, siguen siendo poco representativos en comparación a las estimaciones de la gran riqueza fúngica que hay en nuestro país, y esto es un claro ejemplo, que aún nos falta mucho por conocer y sobre todo documentar, porque sí bien documentan su riqueza, la mayoría de estos estudios no analizan su diversidad. De estos siete trabajos específicos, en dos de ellos, Montañez-Arce (1999) en el Estado de México y Ayala-Sánchez et al. (2015), en Baja California, analizan la diversidad, de hongos macroscópicos que crecen en bosques de encino, en donde además de elaborar el listado, el análisis que llevan a cabo para la riqueza de los taxones se basa en el conteo del número de especies pertenecientes para ciertas categorías taxonómicas, mismo método que se siguió en este estudio.

De acuerdo con la riqueza, los resultados coincidieron con los que reporta Montañez-Arce (1999), con los Agaricales, Russulales, Boletales y Pezizales, como los órdenes mejor representados. De los 20 órdenes que se registraron en este estudio, Pezizales fue el que presentó la mayor riqueza, albergando el 55 % de las especies totales de Ascomycota y Agaricales representó cerca del 50 % de las especies de Basidiomycota, seguido de Russulales y Boletales. Asimismo, el autor reportó que las familias Tricholomataceae, Russulaceae, Ramariaceae y Amanitaceae son quienes presentan una mayor riqueza, mientras que para Ayala-Sánchez et al. (2015), fueron coincidentes en la primera y última familia que reporta dicho autor y añade Agaricaceae y Marasmiaceae. Los resultados obtenidos en este estudio fueron coincidentes con 50 % de las familias que reportan ambos autores, a excepción de Tricholomataceae, Ramariaceae, Marasmiaceae y se encontró a Inocybaceae como una familia que también presenta una riqueza alta. Cabe destacar que

estas familias también fueron encontradas en este estudio, pero en una menor proporción. Debido a que en ambos estudios no registran que familias del phylum Ascomycota son las más representativas, este trabajo aporta una adición a las familias registradas, con Helvellaceae y Pyronemataceae. Estos mismos datos fueron consistentes a nivel de género, entre los que se encuentran *Russula* y *Amanita*, resultados coincidentes, sin embargo, *Russula*, fue el género que contundentemente presenta la mayor riqueza con un total de 33 especies, entre ellas *Russula aff. crustosa*, *Russula aff. ornaticeps*, *Russula aff. pectinatoides*, *Russula aff. xerampelina*, *Russula maculata*, *Russula mariae* y el resto son 27 morfoespecies diferentes, y se incorpora a *Inocybe*, albergando especies como *Inocybe asterospora*, *Inocybe squarrosa*, el resto quedo a nivel subgénero y sección. Como se puede observar en la mayoría de los taxones presentaron similitudes, en función de la riqueza de especies con lo que se había reportado y esto está directamente relacionado a que estos taxones son característicos de los bosques de encino, por lo tanto, de acuerdo con la literatura, con lo que se ha hecho hasta ahora en nuestro país y con la contribución de este trabajo, podemos inferir que las especies de hongos macroscópicos que conforman los inventarios taxonómicos y que comúnmente están asociados a encinos, incluyen a familias como Agaricaceae, Amanitaceae, Boletaceae, Cortinariaceae, Helvellaceae, Pyronemataceae, Russulaceae y Tricholomataceae y géneros como *Amanita*, *Astraeus*, *Boletus*, *Cortinarius*, *Helvella*, *Inocybe*, *Lactarius*, *Polyporus*, *Russula*, *Scleroderma*, *Stereum*, *Strobilomyces* y *Tricholoma*.

La evaluación de la completitud del inventario taxonómico de la Cuenca de México y de las localidades, se analizó mediante estimaciones de la riqueza y la cobertura de la muestra. Se empleo la riqueza, dado que es el atributo que frecuentemente se utiliza para describir una comunidad, es una medida de la diversidad y un parámetro que permite comparar localidades (Gotelli y Colwell, 2001; Marrugan, 2004), ya que permite evaluar aspectos de la diversidad, lo cual confiere una gran importancia en este tipo de estudios así como también para los de la Biología de la Conservación.

Los inventarios taxonómicos de las cuatro localidades mostraron una mejor estimación de completitud con Bootstrap y Jackknife 1, arrojando los valores de porcentaje más altos. El TEOCA y BT, fueron las localidades sobresalientes en comparación al resto, mostrando variaciones de completitud del 1 % entre ellas, demostrando que son los sitios que presentan una mejor representatividad en su muestreo. Estos resultados se debieron a que en ambas

localidades se hicieron muestreos constantes y semanales durante un periodo de cinco años, en comparación con PECM que fue durante cuatro años y SMA, solo durante el 2018, motivo por el cual su inventario está por debajo del 10 % de su completitud.

El inventario total de los hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México, también presentó una mejor estimación de completitud con Bootstrap y Jack 1, arrojando valores de 80 % y 63 % respectivamente, sin embargo, a pesar de mostrar un porcentaje alto de completitud, la curva de acumulación de especies (S_{obs}), se encuentra por debajo de las demás curvas del número estimado de especies y en todas estas no muestran una tendencia de llegar a la asíntota, lo cual nos indica que el esfuerzo de muestreo no fue suficiente, por lo tanto, el muestreo que se tiene hasta el momento no representa la diversidad de hongos macroscópicos existente en el bosque de encino de la Cuenca de México, ya que el muestreo no fue continuo en todos los años, para cada una de las localidades y también puede deberse a que probablemente las estimaciones están por debajo de la riqueza real, indicando que los hongos macroscópicos del bosque de encino de Cuenca de México presenta una riqueza aún mayor.

La curva de especies únicas y especies duplicadas, demostraron que hay una mayor presencia de especies raras en comparación con las comunes, referente a las especies raras, este concepto se basó en lo propuesto por Gaston (1994) donde menciona que este es un concepto relativo, en donde la abundancia o la extensión de la ocurrencia de una especie se define en relación con la de otras, de acuerdo con Gange et al. (2019), las especies raras son aquellas que son poco abundantes en comparación de las especies comunes. Es por esto, que los inventarios de los diferentes sitios, así como para el de la Cuenca de México, mostraron mejores estimaciones, arrojando los porcentajes más altos de completitud con Jack 1 y Bootstrap, porque estos estimadores se basan en las especies raras, lo cual generó, que sus curvas estén por encima de la curva de acumulación de especies.

De hecho, Gange et al. (2019), mencionan que la mayoría de las curvas que se basan en la abundancia de las especies, se caracterizan por poseer muchas especies raras y de acuerdo con McGill et al. (2007) mencionan que este patrón parece ser universal en la naturaleza, por lo que se puede decir que la mayoría de las especies de hongos son raras, mientras que solo unas pocas pueden considerarse comunes y de acuerdo con Unterseher et al. (2011), esto probablemente es debido a la capacidad de dispersión y a la disponibilidad del nicho, ya que las especies de hongos que tienen una alta dispersión y colonización

ocupando rangos geográficos más amplios (Cox et al., 2016), mientras que la disponibilidad de los nichos (sustratos), también puede influir en la distribución de los hongos, restringiéndolos a ciertos sitios, por lo tanto, la capacidad de dispersión limitada y la poca disponibilidad de nichos podría explicar por qué las especies de hongos son raras (Molina et al., 2011; Gange et al., 2019).

De acuerdo con el comportamiento de los estimadores de riqueza, los resultados coincidieron con los que reportan Pérez-López et al. (2015) aunque el autor no proporciona los valores obtenidos, se observa que las curvas de acumulación de especies tienen un patrón similar, esta similitud pudo deberse a que ambos estudios contemplaron a los hongos macroscópicos que habitan en la vegetación de *Quercus*, aunque el autor y sus colaboradores también consideraron *Pinus-Quercus*. En cuanto a las curvas de acumulación de especies que presentaron Pérez-López et al. (2015) sí llegaron a una asíntota, demostrando que su esfuerzo de muestreo fue suficiente, siendo esta la principal diferencia con este estudio y esto pudo deberse a que utilizaron un método de muestreo diferente al de este trabajo, ya que ellos en un año de recolección, realizando dos muestreos mensuales en 10 transectos, llegaron a más del 90 % de completitud y de acuerdo con Schmit et al. (1999) mencionan que las diferencias en el protocolo de muestreo, ya sea el método o el número de años muestreados, pueden explicar las diferencias en la riqueza de especies, esto evita que se hagan comparaciones más detalladas, por lo tanto, podemos decir que el método de muestreo empleado en este estudio, condiciona los resultados obtenidos.

Este estudio, contribuye al conocimiento de la diversidad de especies de hongos macroscópicos que habitan en el bosque de encino de la Cuenca de México, elaborando un inventario actual, pero aun incompleto, ya que, aun no se logra registrar la riqueza que los estimadores predicen. Esto puede deberse a que una suposición común de los estimadores es que, aunque las especies tienen diferentes probabilidades de ser recolectadas, asumen que la presencia de las especies es constante durante todo el tiempo que dure el estudio Schmit et al. (1999). Sin embargo, en el caso de los hongos se ha visto que no es así, ya que ciertas especies de hongos macroscópicos requieren de condiciones particulares para producir sus esporomas.

De acuerdo con Halme et al. (2012), la mayoría de los estudios sobre hongos macroscópicos han consistido en su monitoreo a través del muestreo de los esporomas, método que se llevó a cabo en este trabajo. Este método presenta ventajas como realizar

recolecciones de los esporomas en grandes extensiones en un solo día (Heilmann-Clausen y Vesterholt, 2008). Los esporomas se ubican rápidamente por el tamaño que presentan e inclusive se pueden contar proporcionando un aproximado para la abundancia, permitiendo un registro más fácil de las especies raras (Halme et al., 2012).

Las limitaciones asociadas al muestreo de los esporomas son, la variabilidad de especies fúngicas que producen esporomas en cada temporada de lluvias, ya que existen especies con fenología diferente, que no producen esporomas por periodos largos de tiempo, hasta que las condiciones ambientales son las adecuadas para este proceso, algunas otras especies producen esporomas que no son tan fáciles de localizar, como el caso de los hongos hipogeos que por no observar cuidadosamente no se toman en cuenta (Rossman et al., 1997; Pilz et al., 1999; Smith et al., 2002; Straatsma, 2001; Mueller y Bills, 2004; Hawksworth, 2004; Lodge et al., 2004; Watkinson et al., 2015).

Dado que el carácter principal del método de muestreo son los esporomas, este se basa únicamente en registrar la presencia de las especies de hongos que lo producen en su etapa reproductiva. Sin embargo, se omite a aquellos hongos que están presentes en el hábitat y no los producen, pero, su micelio se encuentra desarrollándose en el suelo, madera o algún otro sustrato, haciendo que su registro sea casi imposible (Gange, 2019; Tedersoo et al., 2020). Todas estas limitaciones provocan que el inventario de hongos macroscópicos este incompleto y de ahí la importancia de seguir con un monitoreo constante, que nos permita maximizar el número de especies observadas.

Respecto a aquellos hongos que no producen esporomas, Tedersoo et al. (2014; 2020), menciona que una alternativa que se puede emplear es el uso de métodos de identificación basado en técnicas moleculares, ya que han permitido vislumbrar la identidad de aquellos hongos que no son visibles en el hábitat, es decir de aquellos que se encuentran en suelo, en las hojas de las plantas, el agua e inclusive sedimentos, sin embargo, lo que es funcional para algunos taxones, para la mayoría de estos, no ha sido posible identificarlos dentro de alguna de las categorías taxonómicas, ni mucho menos a especie ya que no son coincidentes con las especies descritas (Kõljalg et al., 2013). Los que sí se logran identificar, a menudo es a nivel de phylum, clase, orden y pocos a especies (Jones et al., 2011; Nilsson et al., 2017) por lo que generalmente estos estudios arrojan la presencia de lo que potencialmente puede representar un nuevo taxón.

De acuerdo con el estudio que realizó Tedersoo et al. (2020), utilizando herramientas de secuenciación de tercera generación, menciona que la mayoría de estos taxones invisibles, corresponden a phyla como Rozellomycota, Chytridiomycota, Mucoromycota, Glomeromycota, pero, mayoritariamente a Ascomycota y Basidiomycota, siendo estos los grupos más diversos albergando también la mayor proporción de taxones raros, lo que indica una aproximación de taxones no estudiados en estos grupos. De estos dos, Ascomycota, es sustancialmente más diverso, de hecho, actualmente, comprende, el mayor número de géneros y especies descritos (Wijayawardene et al., 2020), por lo que los taxones raros y desconocidos, están relacionados mayoritariamente a que no se pueden aislar para su cultivo, pero principalmente a que no producen esporomas, ya que estos normalmente se necesitan para las descripciones de especies, por lo que estos taxones aguardan a su descubrimiento y a su descripción formal.

Si bien estas técnicas son una gran alternativa, Gange (2019), menciona que estas todavía no son practicables a gran escala y esto se debe a los problemas que existen dentro de las bases de datos de secuencias, debido al alto número de taxones y especies, que no tienen nombre y de aquellas que están incorrectamente nombradas, además del cebador específico que se necesita y otros sesgos metodológicos, que son particularmente necesarios para poder identificarlos (Khomich et al., 2018). Por lo que, los estudios que se enfocan en los esporomas es un método aceptado para evaluar la biodiversidad y se ha visto que a menudo reportan especies que no son detectadas por métodos de secuenciación molecular (Runnel et al., 2015).

En este estudio se construyó la curva de acumulación de especies observadas y se modeló el conteo de nuevas especies de hongos macroscópicos con respecto al esfuerzo de muestreo, utilizando la ecuación de Clench, con los valores obtenidos se calculó la asíntota, indicando que en los bosques de encino de la Cuenca de México se estima que existen 572 especies de hongos macroscópicos, este valor fue superior en comparación con las 336 especies estimadas por Villarruel-Ordaz et al. (2012), en bosques de *Abies* en la Magdalena Contreras y las 78 especies estimadas por Ramírez-Antonio (2015) en vegetación Mixta en la cantera Oriente de Ciudad Universitaria, por lo tanto, se puede deducir que se estima un mayor número de especies existentes en los bosques de encino de la Cuenca de México, respecto a los otros dos sitios con diferentes tipos de vegetación.

Jiménez-Valverde y Hortal (2003), mencionan que para decidir si el inventario es lo suficientemente completo, se necesita alcanzar el número asintótico de especies y el pendiente debe de tener un valor de <0.1 , (J. Hortal y J. M. Lobo, datos no publicados) en Jiménez-Valverde y Hortal (2003). Por lo tanto, con lo que se obtuvo en este estudio para que el inventario de los hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México sea lo suficientemente completo se necesita registrar 2.3 veces más, de la riqueza de especies que se tiene hasta ahora que es de $S = 243$, por lo que, se puede dilucidar que la riqueza que se tiene registrada hasta el momento en este estudio es menos del 50 % de las especies de hongos macroscópicos existentes para este sitio de estudio. La pendiente de la curva de acumulación de especies de este estudio fue igual a 13.93, dicho valor nos indica que la tasa de entrada de nuevas especies en el inventario sigue siendo alta, por lo que a medida que la lista de especie de hongos macroscópicos aumenta con el número de muestras y conforme se vaya completando el inventario, se hará menos frecuente añadir el registro de una especie nueva por lo que la pendiente de la curva ira disminuyendo.

La evaluación de la completitud de los inventarios de cada localidad, así como para la Cuenca de México, mediante la cobertura de la muestra (C_m), mostraron, un comportamiento similar con lo que se obtuvo de los estimadores de riqueza, de hecho, las localidades mostraron el mismo orden de completitud de los inventarios, con valores distintos de cada método, pero, no tan variables entre ellos, por ejemplo se obtuvo, que la completitud del inventario de hongos macroscópicos para el bosque de encino de la Cuenca de México (C de M) fue del 72 % con un déficit del muestreo del 28 %, mientras que con Bootstrap fue del 80 %. La completitud de este inventario taxonómico que solo corresponde al bosque de encino de la Cuenca de México, pero que contempla a los diferentes gremios ecológicos, fue inferior, al que reportaron Kong et al. (2018), ya que ellos, en tres años de muestreo y solo contemplaron a los hongos macroscópicos ectomicorrizógenos, reportaron el 97 % de completitud para el Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, con vegetación predominante del bosque mesófilo de montaña, con presencia de *Liquidambar*, en codominancia con encinos como *Quercus benthamii* o *Q. laurina* y *Pinus*.

Los valores obtenidos en la evaluación de la completitud de los inventarios taxonomicos mediante los estimadores de riqueza y la cobertura de la muestra, son similares al ser evaluados con ambos métodos y nos indican que aún no se tiene un inventario completo. Sin embargo, es frecuente que en los muestreos de esporomas de macromicetos

no se llegue siempre a establecer la asíntota en las curvas de acumulación de especies, ya que rara vez se logra registrar el número total de especies en un corto tiempo (Straatsma, 2001; López-Mejía et al. 2017). Por lo que se sugiere, que se deben continuar con las recolecciones de hongos macroscópicos, ya que esto permitirán incrementar el número de especies de los taxones, que no han sido reportados hasta este momento. Ya que se ha demostrado que en sitios con hasta 30 años de recolección se siguen encontrando especies nuevas (Sato et al., 2012).

El análisis de rarefacción-extrapolación, permitió superar sesgos asociados al tamaño de la muestra, con este análisis se obtuvo que el Cerro Comunal Teoca (TEOCA), sigue siendo el sitio que presenta la mayor riqueza de especies de hongos macroscópicos, seguido del Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM), El Coatzontle, de San Miguel Ajusco (SMA) y al final el Bosque de Tlalpan (BT). Aunque hubo variaciones en el orden descendente de la riqueza estimada después del TEOCA, en comparación con el análisis de riqueza mediante los estimadores, así como la cobertura de la muestra, los cuatro sitios de muestreo son similares y muestran muy poca variación en el número de especies entre ellas, sin mostrar diferencias estadísticamente significativas.

El intervalo de 15 a 24.7 del índice de Margalef que se obtuvo en este estudio, nos indicó que la diversidad de hongos macroscópicos en el bosque de encino es alta, en comparación con el intervalo de 0.76 a 3.58 reportado en bosques de pino por Flores-Cavada et al., (2018) y el 3.5 a 6.4 en bosques de pino y de encino-pino por García Saldaña et al., (2019), cabe destacar que el valor más alto obtenido por este autor, fue de la localidad en donde su vegetación era encino-pino. Este resultado concuerda, con los de este trabajo, demostrándose, que la vegetación de encino hay más diversidad de hongos macroscópicos que en la vegetación de pino. Dado que hay una correspondencia, en quien presenta la mayor riqueza es el más diverso, el valor de diversidad tan alto que se obtuvo en este trabajo se debió a que se registró 243 especies, mientras que para los bosques de pino se registró 21 especies (Flores-Cavada et al., 2018) y para la localidad de encino-pino se tuvo 28 especies (García Saldaña et al., 2019).

El valor del índice de diversidad de Shannon obtenido de los hongos macroscópicos del bosque de encino de la Cuenca de México fue de 5.009, el cual fue alto en comparación con otros estudios como el de Fierros et al. (2000), que analizó la diversidad y similitud fungística en la Sierra de Quila, Jalisco, donde el valor más alto fue para *Pinus-Quercus* y el

Mesófilo de Montaña con $H' = 4.90$ y para la vegetación de *Quercus* obtuvo el valor más bajo que fue de $H' = 3.96$, o los que se han hecho en la Ciudad de México, en vegetaciones como *Abies religiosa-Pinus*, en el Desierto de los Leones, obteniendo un valor de $H' = 2.36 (\pm 0.44)$ (Pérez-Pazos, 2014) o Mixta, en la Cantera Oriente, obteniendo un valor de $H' = 4.6$ (Ramírez–Antonio, 2015). Por lo tanto, la diversidad de los hongos macroscópicos en el bosque de encino es superior a vegetaciones como *Pinus-Quercus*, *Abies religiosa-Pinus* y Mixta, este valor tan alto de diversidad puede relacionarse a los años de muestreo que realizaron en este sitio que fueron 10, por lo que se maximizó el registro de una mayor variedad de especies existentes, en comparación a los otros sitios en donde solo se muestrearon, por un año (Fierros et al., 2000; Pérez-Pazos, 2014) o dos (Ramírez–Antonio, 2015).

De acuerdo con lo que menciona Kong et al. 2018, en nuestro país, la mayoría de los estudios ecológicos de hongos se han enfocado en conocer aspectos como la abundancia, biomasa, disponibilidad, frecuencia, diversidad entre otros; sin embargo, en todos ellos se emplea una metodología diferente para estimar la abundancia de los individuos y esto aunado a que, debido a la biología de estos organismos, también se presentan discrepancias entre los autores para reconocer que es un individuo y otros parámetros ecológicos, presentan un sesgo que dificultan las comparaciones con otros estudios, además que son pocos los que consideran los diferentes tipos de hongos macroscópicos, ya que de igual forma la mayoría se enfocan en especies comestibles, útiles o de importancia biocultural (Garibay-Orijel et al., 2009; Montoya et al., 2014). Por lo tanto, para reducir ese sesgo, los resultados obtenidos solo se compararon estudios, que presentaron rasgos similares, como en el concepto de individuo, la metodología empleada para estimar abundancia, riqueza e índices y que contemplaron todos los tipos de hongos macroscópicos, sin importar gremio ecológico o con alguna utilidad antropocéntrica.

Al comparar la riqueza de especies de hongos macroscópicos estandarizada a un mismo tamaño de muestra y la diversidad taxonómica de los diferentes sitios para la Cuenca de México se observó que, a nivel de riqueza de especies, no hay una diferenciación marcada entre sitios, de hecho, es poca la variación en el número de especies entre ellas, contrario con la diversidad taxonómica, donde se logran diferenciar dos grupos con valores diferentes en torno al promedio esperado por azar, el primero está conformado por el TEOCA ($\Delta+ = 57.13$) y BT ($\Delta+ = 56.45$) siendo estos los valores más altos y los que están por debajo

del promedio correspondieron a SMA ($\Delta+$ = 53.98) y PECM ($\Delta+$ = 53.83), sin embargo entre ellas no son significativamente diferentes, por lo que quiere decir que no hay diferencias taxonómicas entre las localidades. En las cuatro localidades, en las inmediaciones del bosque de encino de la Cuenca de México no hay diferencias entre la riqueza estimada y su diversidad taxonómica, lo cual indica que son similares a nivel de especies y de estructura taxonómica, sin embargo, aunque no hay diferencias entre estas, cada uno de los sitios aportó diferentes especies y taxones de hongos macroscópicos, al inventario taxonómico de los encinares de la cuenca de México.

Según, Smith y Smith (2007), las distinciones entre comunidades basadas en la diferente composición de las especies, es importante tanto para la comprensión de los procesos que controlan la estructura de la comunidad como para preservar a las comunidades. En este estudio no solo se comparó la composición de especies, también se comparó la composición taxonómica. De esto se obtuvo que, al compararlas localidades, se encontraron resultados completamente coincidentes, agrupando al BT y TEOCA como los sitios que son similares entre sí, tanto a nivel de especies como de composición taxonómica, compartiendo el mayor porcentaje de sus especies y de sus taxones, caso contrario a lo que reportó, Ruiz-Ramos (2018), que obtuvo un valor de 0.122, lo cual el autor concluyó que estos dos sitios compartían pocas especies, esta diferencia entre los estudios se debe, el autor considera los diferentes tipos de vegetación y en estudio solo se basó en *Quercus*.

Cabe destacar que, de las cuatro localidades, dos son áreas naturales protegidas, el BT y PECM. Los otros dos sitios mostraron una riqueza y diversidad taxonómica mayor a los sitios protegidos. Por ejemplo, el TEOCA es la localidad que presenta una mayor riqueza y diversidad taxonómica, respecto al resto de las localidades, e inclusive presenta una similitud de especies y de taxones al BT, caso similar, al que también presenta SMA, que si bien no presenta una riqueza tan baja y su diversidad taxonómica está ligeramente por debajo del promedio esperado, es más alta que la presenta PECM. Por lo que se sugiere que los sitios que no presentan algún tipo de protección y ya que presentan una riqueza y diversidad taxonómica similar, también sean consideradas en planes de manejo para su conservación. Por lo tanto, con este tipo de estudios, los planes y programas de manejo, conservación y aprovechamiento de los recursos en las diferentes zonas del país, serán realizados con bases sólidas en el ámbito de la biodiversidad.

9. Conclusiones

- La presente investigación representa una contribución al conocimiento taxonómico de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México. Se reportan seis clases, 20 órdenes, 63 familias, 105 géneros y 243 especies, de las cuales 95 son nuevos registros para la Alcaldía Tlalpan, 96 para la Alcaldía Xochimilco y 93 son nuevos registros para la CDMX.
- Los hongos macroscópicos que están asociados comúnmente al bosque de encino pertenecen a los géneros *Amanita*, *Astraeus*, *Boletus*, *Cortinarius*, *Helvella*, *Inocybe*, *Lactarius*, *Polyporus*, *Russula*, *Scleroderma*, *Stereum*, *Strobilomyces* y *Tricholoma*.
- Los estimadores de riqueza y la cobertura de la muestra, sugirieron que las completitudes de los inventarios taxonómicos fueron similares, para cada localidad, así como para la Cuenca de México.
- Los resultados obtenidos de las evaluaciones de las completitudes de los inventarios taxonómicos, para cada localidad, así como para la Cuenca de México, indican que es necesario continuar con las recolecciones de hongos macroscópicos, para incrementar el número de especies y de taxones, representados en el inventario taxonómico.
- Se estima un total de 572 especies de hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México.
- La diversidad de los hongos macroscópicos en el bosque de encino de la Cuenca de México es superior a vegetaciones como pino, encino-pino, pino-encino, oyamel-pino y mixta.
- El BT y TEOCA, son las localidades que presentan una mayor diversidad, tanto a nivel de especies como de composición taxonómica, en comparación con el PECM y SMA.
- En el BT, TEOCA, PECM y SMA, no se detectaron diferencias entre la riqueza estimada y su diversidad taxonómica, lo cual implica que las localidades son similares a nivel de especie y a nivel de estructura taxonómica.
- Cada una de las localidades aportó diferentes especies y taxones de hongos macroscópicos, al inventario taxonómico del bosque de encino de la Cuenca de México.
- El BT y TEOCA, presentaron la similitud más alta, tanto a nivel de especies como de composición taxonómica. Esto debido a que comparten el 19.5 % de sus especies y el 35.6 % de sus taxones.

10. Referencias bibliográficas

- Agerer, R., y Beenken, L. (1998). *Lyophyllum decastes* (Fr.) Sing.+*Quercus robur* L. *Descriptions of Ectomycorrhizae*, 3, 43–47.
- Aguilar, C., Martínez, E., y Arriaga, L. (2000). Deforestación y fragmentación de ecosistemas en México: Qué tan grave es el problema en México. *Biodiversitas*, 30 (1), 7-11.
- Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes, J., y Valenzuela, R. (2014). Biodiversidad de hongos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 76-81.
- Arnold, AE, Maynard, Z., Gilbert, GS, Coley, PD y Kursar, TA (2000). ¿Son los endófitos de hongos tropicales hiperdiversos ?. *Cartas de ecología*, 3 (4), 267-274.
- Aroche, R. M., Villegas, M., Cifuentes, J., Lorea, F., y Benavides, J. (1984). Nuevos datos sobre la distribución y taxonomía de *Amanita phalloides* en México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*, 2 (19), 275-281.
- Ayala-Sánchez, N., Soria-Mercado, I.E., Romero-Bautista, L., López-Herrera, M., Rico-Mora, R., y Portillo López, A. (2015). Los hongos Agaricales de las áreas de encino del estado de Baja California, México. *Estudios en Biodiversidad*, 19. <http://digitalcommons.unl.edu/biodiversidad/19>
- Bacaro, G., Ricotta, C., y Mazzoleni, S. (2007). Measuring beta-diversity from taxonomic similarity. *Journal of Vegetation Science*, 18, 793–798.
- Bandala, V.M., Montoya, L., Gamboa, R., y Ramos, A. (2018). Encinares tropicales y hongos, fuente de servicios y productos naturales de origen ancestral que requieren protección. *Ciencia Hoy*, Inecol. <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/ct-menu-item-25/ct-menu-item-27/17-ciencia-hoy/799-encinares-tropicales-y-hongos-fuente-de-servicios-y-productos-naturales-de-origen-ancestral-que-requieren-proteccion>
- Benítez-Badillo, G. (1986). *Árboles y flores del Ajusco*. Instituto de Ecología, Museo de Historia Natural de la Ciudad de México.
- Blackwell, M. (2011). The fungi: 1,2,3...5.1 million species?. *American Journal of Botany*, 94, 426-438.
- Bon, M. (1987). *Guía de campo de los Hongos de España y de Europa*. OMEGA.
- Bousquets, J. L., y Aguirre, L. M. (2000). El concepto de especie y sus implicaciones para el desarrollo de inventarios y estimaciones en biodiversidad. En *Proyecto Iberoamericano de Biogeografía y Entomología Sistemática: PRIBES 2000: trabajos del 1er taller*

- iberoamericano de entomología sistemática* (pp. 87-96). Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA.
- Breitenbach, J., y Kränzlin, F. (1984). *Fungi of Switzerland, Ascomycetes* (Vol. 1). Verlag Mykologia.
- Breitenbach, J., y Kränzlin, F. (1986). *Fungi of Switzerland, Non gilled fungi-Heterobasidiomycetes, Aphylophorales, Gasteromycetes* (Vol. 2). Verlag Mykologia.
- Breitenbach, J., y Kränzlin, F. (1991). *Fungi of Switzerland, Agarics. 1st part, Boletes and Agarics, Storobolomycetaceae, Boletaceae, Paxillaceae, Gomphidiaceae, Hygrophoraceae, Tricholomataceae, Polyporaceae (Lamellate)* (Vol. 3.). Mykologia Lucerne.
- Breitenbach, J., y Kränzlin, F. (1995). *Fungi of Switzerland, Agarics. 2nd part, Entolomataceae, Pluteaceae, Amanitaceae, Agaricaceae, Coprinaceae, Bolbitiaceae, Strophariaceae* (Vol. 4). Mykologia Lucerne.
- Breitenbach, J., y Kränzlin, F. (2000). *Fungi of Switzerland, Agarics. 3rd part, Cortinariaceae* (Vol. 5). Verlag Mycologia Luzern.
- Cain, A. J. 1954. *Animal species and their evolution*. Hutchinson, Londres.
- Campo, A.M., V.S. Duval. 2014. Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 34 (2), 25-42.
- Cano-Santana, Z., y Romero-Mata, A. (2016). Encinos (Fagaceae). En: *La biodiversidad en la Ciudad de México: Vol. II* (pp.106-121).CONABIO/SEDEMA.
- Castro-Santiuste, S. (2005). *Contribución al conocimiento taxonómico del género Cantharellus Adans Fr. en México* [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Castro-Santiuste, S. (2011). *Estudio taxonómico del género Craterellus Pers. en México* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Cázares, E., Guevara, G., García, J., y Trappe, J.M. (2008). *Melanogaster minysporus* sp. nov. un nuevo miembro secuestrado de los Boletales de México. *Revista Mexicana de Micología*, 28, 67-69.
- Cázares, E., Guzmán, G., García, J., Estrada, A., y Trappe, J.M. (2011). Tres nuevas especies de *Ramaria* de los bosques de encino del centro de México. *Revista Mexicana de Micología*, 33, 37-42.

- Cepero de García, M. C, Restrepo Restrepo, S, Franco Molano, A. E, Cárdenas Toquica, M. y Vargas Estupiñán, N. 2012. *Biología de hongos*. Ediciones Uniandes-Universidad de los Andes
- Chanona-Gómez, F., Andrade-gallegos, R., Castellanos-Albores, J., y Sánchez, J. E. (2007). Macromicetos del Parque Educativo Laguna Bélgica, municipio de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78, 369-381.
- Chao, A., y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chao, A., Chiu, C. H., y Jost, L. (2010). Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 3599–3609.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
- Chávez García, L. (2016). Estudio de la diversidad de los macromicetos del "Bosque de Tlalpan" D.F., México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México].
- Cifuentes, J., Villegas, M., y Pérez-Ramírez, L. (1986). Hongos. En A. Lot y F. Chiang (Eds.), *Manual de herbario*. (pp. 55-64). Consejo Nacional de la Flora de México. A.C., México D.F.
- Clarke, K. R. y Gorley, R. N. (2015). *PRIMERv7: user manual/ tutorial*. PRIMER-E. Plymouth.
- Clarke, K. R., y Warwik, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523–531.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>. Fecha consultada 8 de febrero 2020.
- Colwell, R.K., y Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, 345, 101–118.
- Cotler, H. (2016). Paisajes morfoedáficos. En: *La biodiversidad de la Ciudad de México: Vol. I* (65-74 pp). CONABIO/SEDEMA.

- Cox, F., Newsham, K. K., Bol, R., Dungait, J. A., y Robinson, C. H. (2016). Not poles apart: Antarctic soil fungal communities show similarities to those of the distant Arctic. *Ecology letters*, 19(5), 528-536.
- Coyne, JA., y Orr, HA. (2004). *Speciation*. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Crisci, J. 1981. "La especie: realidad y conceptos". Simposia de las Sextas Jornadas Argentinas de Zoología. Reimpreso en: Taxonomía Biológica, Llorente, J. e I. Luna (comps.), Fondo de Cultura Económica, México, 53-74
- Dale, V.H., y Beyeler, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3-10.
- De la Luz León, G., y Guzmán, G. (1980). Las especies de hongos micorrícicos conocidas en la región de Uxpanapa-Coatzacoalcos - Los Tuxtlas-Papaloapan-Xalapa. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*, 14, 27-38.
- Deacon, J. W. (2006). *Fungal Biology* (4ª ed.). Blackwell Publishing.
- Delgado-Fuentes, A., Villegas Ríos, M., y Cifuentes Blanco, J. (2005). *Glosario ilustrado de los caracteres macroscópicos en Basidiomycetes con himenio laminar*. Las prensas de Ciencias.
- Esqueda, M., Sánchez, A., Rivera, M., Coronado, M.L., Lizárraga, M., y Valenzuela, R. (2009). Primeros registros de hongos gasteroides en la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe, Sonora, México. *Revista mexicana de Micología*, 30,19-29.
- Ezcurra, E., Mazari-Hiriart, M., Pisanty, I., y Aguilar, A. (2006). *La Cuenca de México. Aspectos ambientales críticos y sustentabilidad*. Fondo de Cultura económica.
- Fernández, F. J., M. Hoyos y D. R. Miranda. 1995. "Especie: ¿es o son?". *Innovación y Ciencia*, 4 (1): 32-37.
- Fierros, M. L., Navarrete-Heredia, J. L., y Guzmán-Dávalos, L. (2000). Hongos macroscópicos de la Sierra de Quila, Jalisco, México: diversidad y similitud fungística. *Revista de Biología Tropical*, 48(4), 931-937.
- Flores-Cavada, E., A. Carrillo Parra, C.A. Wehenkel, F. Garza-Ocañas, J.C. Hernández Díaz, 2018. Diversidad de macromicetos en bosques de pino en el municipio de Madera, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9: 342-360.
- Galván Becerril, M. G. (2019). Estudio taxonómico de las familias Boletaceae, Strobilomycetaceae, Suillaceae y Gyroporaceae en la parte sur y Centro de la Cuenca

- de México, México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México].
- Gange, A.C., Allen, P.L., Nussbaumer, A., Gange, E.G., Andrew, C., Egli, S., Senn-Irlet, B y Boddy, L. (2019). Multiscale patterns of rarity in fungi, inferred from fruiting records. *Global Ecology and Biogeography*, 1–12.
- García, J., y Castillo, J. (1981). Las especies de Boletáceos y Gonfidiáceos conocidas en Nuevo León. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*, 15, 121-197.
- García-de Jesús, S., Moreno, C. E., Morón, M. A., Castellanos, I. y Pavón, N. P. (2016). Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la Faja Volcánica Transmexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 1033–1044.
- García-Sánchez, P. (2007). Los recursos naturales y los pueblos originarios de la Ciudad de México. En: T. Mora Vázquez (Ed.), *Los pueblo originarios de la ciudad de México. Atlas Etnográfico* (pp. 87-113). Gobierno del Distrito Federal e Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH).
- Garibay-Orijel, R., Martínez-Ramos, M. y Cifuentes, J. (2009). Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 521–534.
- Garibay-Orijel, R., y Ruan-Soto, F. 2014. Listado de los hongos silvestres consumidos como alimento tradicional en México. En: Á. Moreno-Fuentes y R. Garibay-Orijel (Eds.), *La Etnomicología en México. Estado del Arte*. (pp. 91-109). Red de Etnoecología y Patrimonio Biocultural (CONACyT) -Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo - Instituto de Biología (UNAM) -Sociedad Mexicana de Micología-Asociación Etnobiológica Mexicana, A.C. -Grupo Interdisciplinario para el Desarrollo de la Etnomicología en México -Sociedad Latinoamericana de Etnobiología.
- García-Saldaña, L. C., Garza-Ocañas, F., Sobal, M., Torres-Aquino, M., & Hernández-Ríos, I. (2019). Diversidad de macromicetos en el bosque templado del Valle de Poanas, Durango. *Scientia fungorum*, 49.
- Garza-Ocañas, F. (1986). Hongos ectomicorrícicos en el Estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Micología*, 2, 197-205.

- Garza, F., García, J., y Castillo, J. (1985). Macromicetos asociados al bosque de *Quercus rysophylla* en algunas localidades del centro del Estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Micología*, 1,423-437.
- Gaston, K. J. (1994). *Rarity*. Springer, Dordrecht.
- GDF. Gobierno del Distrito Federal. (2005). Decreto que contiene el programa Delegacional de Desarrollo Urbano para la Delegación del distrito Federal Xochimilco. *Gaceta Oficial del Distrito Federal (México)*, 53-TER, 1-154.
- GDF. Gobierno del Distrito Federal. (2011). Acuerdo por el cual se expide el Programa de Manejo, del Area Natural Protegida “Bosque de Tlalpan” *Gaceta Oficial del Distrito Federal (México)*, 1120, 8-77.
- GDF. Gobierno de la Ciudad de México. (2016). Administración Pública de la Ciudad de México. *Gaceta Oficial de la Ciudad de México (México)*, 161,1-110.
- Gómez-Reyes, V. M., Hernández-Salmerón, I.R., Terrón-Alfonso, A., y Guevara-Guerrero, G. (2012). Estudio taxonómico de *Elaphomyces* spp. (Ascomycota, Eurotiales, Elaphomycetaceae) de Michoacán, México. *Revista Mexicana de Micología*, 36, 57-62.
- González-Ávila, P. (2015). Análisis biogeográfico de orden Gomphales (Fungi:Basidiomycota) en México [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México].
- González-Ávila, P. (2006). Contribución al conocimiento del género *Ramaria* subgenero *Echinoramaria* y *Ramaria* en Mexico [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- González-Ávila, P. (2009). Estudio taxonómico del género *Ramaria* subgénero *Echinoramaria* (Fungi: Basidiomycetes) en México [Tesis de Maestría Universidad Nacional Autónoma de México].
- González-Ávila, P., Villegas-Ríos, M., y Estrada-Torres, A. (2013). Especies del género *Phaeoclavulina* en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 91-110.
- González del Águila, S. (2018). Plan Maestro San Miguel Xicalco y Magdalena Petlacalco, Tlalpan [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- González-Mendoza, A. E. (2015). Estudio preliminar de la diversidad del género amanita en las zonas boscosas de la Delegación Milpa Alta, D. F., México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].

- González-Oreja JA, Garbisu, C., Mendarte, S., Ibarra, A., y Albizu, I. (2010). Assessing the performance of nonparametric estimators of species richness in meadows. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1417-1436.
- González Torres, E. A., Morán Zenteno, D. J., Mori, L., y Martiny, B. M. (2015). Revisión de los últimos eventos magmáticos del Cenozoico del sector norte-central de la Sierra Madre del Sur y su posible conexión con el subsuelo profundo de la Cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2), 285-297.
- Gotelli, N. J., y Colwell, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Govaerts R., y Frodin, D.G. (1998). *World Checklist and Bibliography of Fagales (Betulaceae, Corylaceae, Fagaceae and Ticodendraceae)*. Royal Botanical Gardens, Kew.
- Guevara-Guerrero, G., Castellano, M.A., García-Jiménez, J., Cázares-González, E., y Trappe, J.M. (2008). *Hysterangium* (Hysterangiales, Hysterangiaceae) del norte de México. *Revista Mexicana de Micología*, 28, 95-100.
- Guevara, G., Bonito, G., Cázares-González, E., Rodríguez, J., Vilgalys, R., y Trappe, J.M.. (2008). *Tuber regimontanum*, una nueva especie de trufa de México. *Revista Mexicana de Micología*, 26, 17-20.
- Gutiérrez de MacGregor, M.T., J. González Sánchez y J.J. Zamorano Orozco. (2005). *La Cuenca de México y sus cambios Demográfico-Espaciales. Temas Selectos de Geografía de México*. Instituto de Geografía, UNAM.
- Gutiérrez-Sánchez, M. A. (2019). Estudio preliminar de la diversidad de los hongos tremeloides (Fungi: Basidiomycota: Agaricomycotina) en la región sur de la Cuenca de México, México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Guzmán, G. (1995). La diversidad de hongos en México. *Ciencias*, 39, 52-57.
- Guzmán, G. (1998a). Análisis cualitativo y cuantitativo de la diversidad de los hongos en México (Ensayo sobre el inventario fúngico del país). En: G. Halffter (Ed.). *La diversidad biológica de Iberoamérica II. Acta Zoológica Mexicana, nueva serie vol. Especial* (pp. 111-175). CYTED e Instituto de Ecología.
- Guzmán, G. (1998b). Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 7, 369-384.

- Guzmán, G. (2008). Análisis de los estudios sobre los macromycetes de México. *Revista mexicana de micología*, 28, 7-15.
- Halme, P., Heilmann-Clausen, J., Rämä, T., Kosonen, T. y Kunttu, P. (2012). Monitoring fungal biodiversity—towards an integrated approach. *Fungal Ecology*, 5 (6), 750-758.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1), 1-9.
- Hawksworth, D. L. (1991). Fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance and conservation. *Mycological Research*, 95, 641-655.
- Hawksworth, D. L. (2001). The magnitude of fungal diversity: 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, 105, 1422-1432.
- Hawksworth, D.L. (2004). Introduction. En: G.M, Mueller., G.F. Bills, M.S. Foster (Eds.). *Biodiversity of Fungi Inventory and Monitoring Methods* (pp. 1-4). Elsevier Academic Press.
- Hawksworth, D. L., y Lücking, R. (2017). Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *The Fungal Kingdom*, 79-95.
- Heilmann-Clausen, J. y Vesterholt, J. (2008). Conservation: selection criteria and approaches. En: L., Boddy, J.C. Franklans y P. van West (Eds.). *Ecology of saprotrophic Basidiomycetes* (pp. 325-347). Elsevier.
- Herrera, T. y Ulloa, M. (1998). *El Reino de los Hongos, micología básica y aplicada*. UNAM-Fondo de Cultura Económica.
- Herrera, T., Pérez-Silva, E., y Valenzuela-Gasca, V.H. (2006). Nueva contribución al conocimiento de los macromicetos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F., México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77, 51-57.
- Hibbett, D., Abarenkov, K., Kõljalg, U., Öpik, M., Chai, B., Cole, J., Wang, Q., Crous, P., Robert, V., Helgason, T., Herr, J. R., Kirk, P., Lueschow, S., O'Donnell, K., Nilsson, R.H., Oono, R., Schoch, C., Smyth, C., Walker, D.M., Porras-Alfaro, A., Taylor, J.W., y Geiser, D. M. (2016). Sequence-based classification and identification of Fungi. *Mycologia*, 108 (6), 1049-1068.
- Index Fungorum. (2020). www.indexfungorum.org. Consultado en Febrero del 2020.
- iNEXT Online: Chao, A., Ma, KH y Hsieh, TC. (2016) iNEXT (Interpolación y EXTrapolación) en línea. Consultado en febrero 2020.

- IUSS Grupo de Trabajo WRB. (2007). *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo*. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- Izquierdo San Agustín, L. A. (2008). Contribución al conocimiento taxonómico del género *Scutellinia* en México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México]
- 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.
- Jones, M.D.M, Forn, I., Gadelha, C., Egan, M.J., Bass, D., Massana, R., y Richards, T.A. (2011). Discovery of novel intermediate forms redefines the fungal tree of life. *Nature* 474, 200–203.
- Jost, L., Chao, A., y Chazdon, R. L. (2011). Compositional similarity and β (beta) diversity. En: A. E., Magurran y B. J., McGill (Eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (pp. 66–84). Oxford, Oxford University Press.
- Khomich, M., Cox, F., Andrew, C. J., Andersen, T., Kauserud, H., y Davey, M. L. (2018). Coming up short: Identifying substrate and geographic biases in fungal sequence databases. *Fungal Ecology*, 36, 75–80.
- Kirk, P., Cannon, P.F., Minter, D.W. y Stalpers, J.A. (2008). *Dictionary of the fungi*. 10th edition. CABI publishing.
- Kõljalg, U., Nilsson, R.H., Abarenkov, K., Tedersoo, L., Taylor, A.F.S, Bahram, M., Bates, S.T., Bruns, T. D., Bengtsson-Palme, J., Callaghan, T. M., Douglas, B., Drenkhan, T., Eberhard, U., Dueñas, M., Grebenc, T, Griffith, G.W., Hartmann, M., Kirk, P. M., Kohout, P. (...), Henrik Larsson, K. (2013). Towards a unified paradigm for sequence based identification of Fungi. *Molecular Ecology*. 22, 5271–5277.
- Kong, A., Montoya, A., García-de Jesús, S., Ramírez-Terrazo, A., Andrade, R., Ruan-Soto, F., Rodríguez-Palma, M. M., y Estrada-Torres, A. (2018). Hongos ectomicorrizógenos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89 (3), 741-756.
- Kornerup, A. y Wanscher, J. H. (1978). *Methuen handbook of color*. Londres: Methuen.
- Kränzlin, F. 2005. *Fungi of Switzerland, Vol. 6. Russulaceae, Lactarius, Russula*. Verlag Mykologia Luzern.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers.

- Landeros, F., Castillo, J., Guzmán, G., y Cifuentes, J. (2006). Los hongos (macromicetos) conocidos en el Cerro el Zamorano (Querétaro-Guanajuato), México. *Revista Mexicana de Micología*, 22, 25-31.
- Largent, D.L., D. Johnson y R. Watling. (1977). *How to identify mushrooms to genus III: Microscopic features*. Eureka, CA. Mad River Press.
- Lincoff, G.H. 1981. *National Audubon Society field guide to mushrooms*. New York: Alfred A Knopf.
- Lodge, D. J., Ammirati, J.F, O' Dell, T.E., Mueller, M.G., Huhndorf, S.M., Wang, C.J., Stokland, J.N., Schmit, J.P., Ryvardeen, I., Leacock, P.R., Mata, M., Umana, L., Qiuxin, W.U., y Czederpiltz, D.L. (2004). Terrestrial and Lignicolous Macrofungi. En: G.M, Mueller., G.F., Bills, M.S., Foster (Eds.), *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods* (pp. 128-157). Elsevier Academic Press.
- López Valdez, L. I. E. (2009). Distribución conocida de algunas especies de hongos comestibles en los bosques templados de Oaxaca, México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- López-Mejía, M., Moreno, C. E., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., y Rojas-Martínez, A. (2017). Comparación de dos métodos para analizar la proporción de riqueza de especies entre comunidades: un ejemplo con murciélagos de selvas y hábitats modificados. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1), 183-191.
- Luna, I. 1994. Los conceptos de especie evolutiva y filogenética. En: Taxonomía Biológica. Llorente, J. e I. Luna (comps), Fondo de Cultura Económica, México, 83-94
- McKnight, K. H. y McKnight. V.B. 1987. *A field guide to mushrooms: North America* (Vol. 34). Houghton Mifflin Harcourt.
- Margalef, R. (1995). 1995. Ecología. Omega.
- Magurran, A.E. (2004) Measuring Biological Diversity. Species abundance distributions over time. *Ecology Letters* 10, 347-354.
- Manos P.S., Doyle, J.J., y Nixon, K.C. (1999). Phylogeny, biogeography, and processes of molecular differentiation in *Quercus* subgenus *Quercus* (Fagaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 12, 333-349.
- Martínez-González, L. (2008). *Árboles y áreas verdes de la Ciudad de México y su zona metropolitana*. Fundación Xochitla, Tepoztlán.

- Mc Gill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., White, E. P. (2007). Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10, 995–1015.
- Mendoza-Díaz, M., Zavala-Chávez, F., y Estrada-Martínez, E. (2006). Hongos Asociados con encinos en la porción Noroeste de la Sierra de Pachuca, Hidalgo. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1), 13-18.
- Molina, R., Horton, T. R., Trappe, J. M., y Marcot, B. G. (2011). Addressing uncertainty: How to conserve and manage rare or little-known fungi. *Fungal Ecology*, 4, 134–146.
- Money, N.P. (2013). Against the naming of fungi. *Fungal Biology*, 117, 463-465.
- Montañez-Arce, A. (1999). Análisis de la diversidad de macromicetos que crecen en bosques de encino del Municipio Chapa de Mota, Estado de México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]
- Montoya, A. 2005. Aprovechamiento de los hongos silvestres comestibles en el Volcan La Malinche. Tlaxcala. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM, México. D.F.
- Montoya, A., Kong, A., Garibay-Orijel, R., Méndez-Espinoza, C., Tulloss, R. E. y Estrada-Torres, A. (2014). Availability of wild edible fungi in La Malinche National Park, Mexico. *Journal of Mycology*, 4, 1–15.
- Mora, V.M., Montiel, E. López, L., Portugal, D. y Guzmán, G. (1984). Nuevas localidades en Morelos de *Pleurotus smithii* y primer registro de su fase asexual en forma silvestre. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología* 19, 343-348.
- Müller, G. M., y Bills, G. F. (2004). *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods*. Elsevier Academic Press,
- Müller, G. M. y Schmit, J.P. (2007). Fungal biodiversity: what do we know? What can we predict?. *Biodiversity and Conservation*, 16,1-5.
- Navarro Rodríguez, A M del P. (2006). Introducción a la micobiota (de macromicetos) de la Barranca de Metlac, Veracruz [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]
- Newton, A.C. (1990). Mineral nutrition and mycorrhizal infection and relationship to seedling growth. *New Phytol*, 117, 37-60.

- Newton, A. C., y Pigott, C. D. (1991). Mineral nutrition and mycorrhizal infection of seedling oak and birch: II. The effect of fertilizers on growth, nutrient uptake and ectomycorrhizal infection. *New Phytologist*, 117(1), 45-52.
- Nilsson, R.H., Wurzbacher, C., Bahram, M., Coimbra, V.R.M., Larsson, E., Tedersoo, L., Eriksson, J., Duarte Ritter, C., Svantesson, S., Sánchez-García, M., Ryberg, M., Kristiansson, E., Abarenkov, K. (2017). Top 50 most wanted fungi. *MycKeys*. 12,29–40.
- Nixon, C.K., Jensen, R.J., Manos, P., y Muller, C.H. (1997). *Flora of North America, North of Mexico. Vol. 3 Magnoliophyta: Magnoliidae and Hamamelidae*. Oxford University Press.
- Nixon, K. C. (1993a). The genus *Quercus* in Mexico. En: T.P. Ramamoorthy., R. Bye, A. Lot, J. Fa. (Eds.), *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (pp. 447-458). Oxford University Press.
- Nixon, K.C. (1993b). Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des sciences forestières*, 50(1), 25-34.
- Nixon, K. C. (2002). *The oak (Quercus) biodiversity of California and adjacent regions*. USDA Forest Service General Technical Reports PSW-GTR-184.
- O'Brien, H. E., Parrent, J.L., Jackson, J.A., Moncalvo, J.M., y Vilgalys, R. (2005). Fungal community analysis by largescale sequencing of environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 5544-5550.
- Ochoa, C., Guzmán, G., y Ayala, N. (1992). *Lysurus gardneri* Berkeley en México. *Revista Mexicana de Micología*, 8, 121 -123.
- Pérez-López, R. I., Mata, G., Aragón García, A., Jiménez García, D., y Romero-Arenas, O. (2015). Diversidad de hongos silvestres comestibles del cerro El Pinal, municipio de Acajete, Puebla, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 2(6), 277-289.
- Pérez-Silva, E. y Herrera, T. 1991. *Iconografía de Macromicetos de México I Amanita*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pérez-Silva, E., Herrera, T., y Ocampo López, A. (2011). Nuevos registros de macromicetos para el municipio de Temascaltepec, Estado de México. *Revista Mexicana de Micología*, 34, 23-30.
- Pérez-Trejo, J.A. (2012). Estudio taxonómico de *Multiclavula* Petersen, *Lepidostroma* Oberwinkler y *Clavariadelphus* Donk (Fungi: Basidiomycota) en zonas templadas del

- eje volcánico transmexicano [Tesis Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Phillips, R., Kibby, G., y Foy, N. (2010). *Mushrooms and Other Fungi of North America*. Firefly Books.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. Nueva York, Wiley Interscience.
- Pilz, D., Smith, J., Amaranthus, M.P., Alexander, S., Molina, R., y Luoma, D. (1999). Managing the commercial harvest of the American matsutake and timber in the southern Oregon Cascade Range. *Journal of Forestry*, 97(3), 4-11.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. Interciencia. *Revista de Ciencia y Tecnología de América*, 31(8), 583-590.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F, PAOT. (2009). *Estudio sobre la superficie ocupada en Áreas Naturales Protegidas del Distrito Federal*.
- Purvis, A y Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405,212–219.
- Ramírez-Antonio, K. G. (2015). *Ecología de los hongos macroscópicos de la cantera oriente de Ciudad Universitaria, D.F. México* [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Reygadas, F., Zamora-Martínez, M., y Cifuentes, J. (1995). Conocimiento de los hongos silvestres comestibles en las comunidades de Ajusco y Topilejo, D.F. *Revista Mexicana de Micología*, 11, 85-108.
- Rinaldi, A.C., Comandini, O. y Kuyper, T.W. (2008). Ectomycorrhizal fungal diversity: separating the wheat from the chaff. *Fungal Diversity*, 33,1-45.
- Rivera- Hernández. J.E., y Espinosa-Henze, A. (2007). Flora y vegetación del Distrito Federal. En. I. Luna, J.J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana* (pp. 231-253). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rodríguez Gutiérrez, I. (2011). *Taxonomía, distribución e importancia del género Auricularia Bull. ex Juss. en México* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]
- Rodríguez, O., Garza, M., y Guzmán-Dávalos, L. (1994). Inventario preliminar de los hongos del Volcán de Tequila, Estado de Jalisco, México *Revista Mexicana de Micología*, 10, 103-111.

- Rossmann, A.Y., R.E. Tulloss, T.E. O'Dell y R.G. Thorn. (1997). *Protocols for an All Taxa Biodiversity Inventory of Fungi in a Costa Rican Conservation Area*. Parkway Publishers Inc.
- Ruiz Ramos, J. J. (2018). Estudio sobre la diversidad de los hongos y su conocimiento local del cerro comunal Teoca, Santa Cecilia Tepetlapa, Xochimilco, Ciudad de México, México [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Runnel, K., Tamm, H., y Lohmus, A. (2015). Surveying wood-inhabiting fungi: Most molecularly detected polypore species form fruit-bodies within short distances. *Fungal Ecology*, 18, 93–99.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa.
- Rzedowski, J. (2001). Principales comunidades vegetales. En: G.C. Rzedowski y J. Rzedowski (Eds.), *Flora fanerogámica del Valle de México* (pp. 32-38). Instituto de Ecología, A.C y CONABIO.
- Sánchez Cancino, C. (1991). Estudio Fungístico de los macromicetos del norte del estado de Querétaro [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]
- Santiago-Martínez, G., Kong-Luz, A., Montoya-Esquivel, A., y Estrada-Torres, A. (1990). Micobiota del estado de Tlaxcala. *Revista Mexicana de Micología*, 6, 227-243.
- Sarkar, S. (2002). Defining biodiversity: assessing biodiversity. *The Monist*, 85, 131-155.
- Sato, H., Morimoto, S., y Hattori, T. (2012). A thirty-year survey reveals that ecosystem function of fungi predicts phenology of mushroom fruiting. *PloS one*, 7(11), e49777.
- Schmit, J. P., Murphy, J. F., y Mueller, G. M. (1999). Macrofungal diversity of a temperate oak forest: A test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany*, 77(7), 1014-1027.
- Schmit, J.P., Lodge, D.J. 2005. Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity. In: Dighton, J., White, J.F. *The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem*. Third Edition. Mycology Series, 23, 193-214.
- Sierra, S., Castro-Santiuste, S., Izquierdo-San Agustín, L., Rodríguez-Gutiérrez, I., Pérez Ramírez, L., González-Mendoza, A. (2016). Hongos Macroscópicos (Fungi). En: *La Biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. II). CONABIO/SEDEMA.
- Smith, J. E., Molina, R., Huso, M. M., Luoma, D. L., McKay, D., Castellano, M. A., Lebel, T., y Valachovic, Y. (2002). *Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-*

growth stands of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) in the Cascade Range of Oregon, USA. Canadian Journal of Botany, 80(2), 186-204.

Smith, T. M., y Smith, R.L. (2007). *Ecología*. 6a ed, S.A, Madrid, Pearson Educación.

Sour, F. Y M. Montellano. 1994. El concepto de especie en organismos fósiles. En: *Taxonomía Biológica*. Llorente, J. e I. Luna. (comps.). Fondo de Cultura Económica, México, 65- 82.

StatSoft, P. L. (2007). *STATISTICA: version 8.0*.

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.

Tedersoo, L., May, T y Smith, M. (2010). Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution on phylogenetic lineages. *Mycorrhiza, 20*,217-263.

Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N. S., Wijesundera, R., Villarreal Ruiz, L., Vasco-Palacios, A.M., Quang Jue, P., Suija, A., Smith, M.E., Cathy Sharp, C., Saluveer, E., Saitta, A., Rosas, M., Riit, T., Ratkowsky, D., Pritsch, K., Põldmaa, K., ... Abarenkov, K. (2014). Global diversity and geography of soil fungi. *Science, 346*, 1256688.

Tedersoo, L., Anslan, S., Bahram, M., Kõljalg, U., y Abarenkov, K. (2020). Identifying the 'unidentified'fungi: a global-scale long-read third-generation sequencing approach. *Fungal Diversity*, 1-21.

Terríquez-Villanueva, A.K., Herrera-Fonseca, M de J., y Rodríguez-Alcántar, O. (2017). Contribución al conocimiento de la micobiota del cerro Punta Grande, Mezcala, municipio de Poncitlán, Jalisco, México. *Scientia Fungorum, 45*,53-66.

Turland, N. J., Wiersema, J. H., Barrie, F. R., Greuter, W., Hawksworth, D. L., Herendeen, P. S., Knapp, S., Kusber, W.-H., Li, D.-Z., Marhold, K., May, T. W., McNeill, J., Monro, A. M., Prado, J., Price, M. J. y Smith, G. F. (eds.) 2018: *International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Shenzhen Code) adopted by the Nineteenth International Botanical Congress Shenzhen, China, July 2017*. Regnum Vegetabile 159. Glashütten: Koeltz Botanical Books.

Unterseher, M., Jumpponen, A., Öpik, M., Tedersoo, L., Moora, M., Dormann, C. F., y Schnittler, M. (2011). Species abundance distributions and richness estimations in

- fungual metagenomics – Lessons learned from community ecology. *Molecular Ecology*, 20, 275–285.
- Valencia, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33-53.
- Valencia, S. y Flores-Franco, G. (2006). *Catálogo de autoridades taxonómicas de las fagáceas (Fagaceae: Magnoliopsida) de México*. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de datos SNIB-CONABIO, proyecto CS008. México. En: https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/gran_familia/plantas/magnoliayMarg/Encinos/docs/Fagaceas.pdf, última consulta en: 20 de enero del 2019.
- Valenzuela-Gasca., V. H., Herrera, T., y Pérez-Silva, E. (2004). Contribución al conocimiento de los macromicetos de “Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel” D.F., México. *Revista Mexicana de Micología*, 18, 61-68.
- Villarruel-Ordaz, J.L., Cifuentes Blanco, J y Machorro Sámano, S. (2012). Estimación de la riqueza de macromicetos en bosques de Oyamel de la Magdalena Contreras. En L, Almeida Leñero y J Carmona Jimenez, (Eds.), *Historia Natural y Cultural de la Cuenca del Río Magdalena, Ciudad de México, México* (pp. 87-106). Ciudad de México, México: Prensas de Ciencias.
- Villaseñor, J. L. (2015). ¿La crisis de la biodiversidad es la crisis de la taxonomía? *Botanical Sciences*, 93(1), 3-14.
- Vite-Garín, T., Villarruel-Ordaz, J.L., y Cifuentes, J. (2006). Contribución al conocimiento del género *Helvella* (Ascomycota: Pezizales) en México: descripción de especies poco conocidas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77, 143-151.
- Walting, R. (1974). Macrofungi in the oak Woods of Britain pag. In: M.G. Morris y F.M. Perring (Eds.), *The British oak*. Botanical Society of British Isles. Farington.
- Walther, B. A., y Morand, S. (1998). Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116(4), 395-405.
- Watkinson, S. C., Boddy, L., y Money, N. (2015). *The Fungi*. London: Academic Press.
- Wijayawardene, N.N., Hyde, K.D., Al-Ani, L.K., Tedersoo, L., Haelewaters, D., Rajeshkumar, K.C., Zhao, R.L., Aptroot, A., Leontyev, D., Saxena, RK., y Tokarev, Y.S. (2020). Outline of Fungi and fungus-like taxa. *Mycosphere*, 11,1060–145.

- Zak, J.J., y Willig, M.R. (2004). Fungal Biodiversity Patterns. En: G.M Mueller, GF Bills, MS Foster (Eds.), *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods* (pp. 60-74). Elsevier Academic Press.
- Zamora-Martínez, M.C. y Nieto de Pascual-Pola, C. (1995). Natural production of wild edible mushrooms in the southwestern rural territory of Mexico City, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 72, 13-20.

Anexo I. Listado de taxones de los hongos macroscópicos presentes en el bosque de encino de la Cuenca de México. El arreglo taxonómico se basó en Kirk et al. (2008) e Index Fungorum (2020).

Phylum Ascomycota

Subphylum Pezizomycotina

Clase Leotiomycetes

Orden Helotiales

Familia Chlorociboriaceae

*Chlorociboria aeruginascens***** (Nyl.) Kanouse ex CS Ramamurthi Korf y LR Batra, 1958

Familia Lachnaceae

*Lachnum apalum***** (Berk. & Broome) Nannf. 1936

Orden Leotiales

Familia Leotiaceae

*Leotia lubrica**** (Scop.) Pers. 1797

Clase Pezizomycetes

Orden Pezizales

Familia Helvellaceae

*Helvella acetabulum**** (L.) Qué. 1874

*Helvella cf. fibrosa***** (Wallr.) Korf 2008

Helvella crispa (Scop.) Fr. 1822

*Helvella lacunosa*** Afzel. 1783

*Helvella latispora***** Boud. 1898

*Helvella solitaria*** P. Karst. 1871

Familia Pezizaceae

*Peziza badia***** Pers. 1800

*Peziza aff. repanda***** Pers. 1808

*Peziza succosa***** Berk. 1841

Familia Pyronemataceae

Pustularia sp.

*Scutellinia pennsylvanica***** (Seaver) Denison 1961

*Scutellinia scutellata*** (L.) Lambotte 1887

*Tarzetta catinus**** (Holmsk.) Korf & JK Rogers 1971

*Tarzetta cupularis**** (L.) Svrček 1981

*Humaria hemisphaerica** (F.H. Wigg.) Fuckel 1870

Familia Sarcoscyphaceae

*Sarcoscypha austriaca***** (Beck ex Sacc.) Boud. 1907

Clase Sordariomycetes

Orden Hypocreales

Familia Hypocreaceae

*Hypomyces chrysospermus***** Tul. Y C. Tul. 1860

*Hypomyces luteovirens***** (Fr.) Tul. Y C. Tul. 1860

Familia Nectriaceae

*Nectria cinnabarina***** (Tode) Fr. 1849

Familia Ophiocordycipitaceae

*Tolypocladium aff. capitatum***** (Holmsk.) CA Quandt, Kepler &

Spatafora 2014

Orden Xylariales

Familia Hypoxylaceae

*Daldinia concentrica***** (Bolton) Ces. & De Not. 1863

Hypoxylon sp. 1

Hypoxylon sp.

Familia Xylariaceae

*Xylaria longipes*** Nitschke 1867

Xylaria hypoxylon (L.) Grev. 1824

*Xylaria polymorpha***** (Pers.) Grev. 1824

Phylum Basidiomycota

Subphylum Agaricomycotina

Clase Agaricomycetes

Orden Agaricales

Familia Agaricaceae

*Agaricus bresadolanus***** Bohus 1969

*Agaricus semotus***** p. 1863

*Agaricus sylvaticus** Schaeff. 1774

*Agaricus sylvicola*** (Vittad.) Peck 1872

Agaricus sp. 1

Agaricus sp. 2

Agaricus sp. 3

*Cyathus olla*** (Batsch) Pers. 1801

*Lepiota cristata** (Bolton) P. Kumm. 1871

Lepiota sp. 1

Lepiota sp. 2

*Leucoagaricus aff. littoralis***** Bon y Boiffard 1976

*Leucoagaricus rubrotinctus***** (Peck) Singer 1948

Leucoagaricus sp. 1

Leucoagaricus sp. 2

*Lycoperdon molle***** Pers. 1801

Familia Amanitaceae

*Amanita bisporigera***** GF Atk. 1906

*Amanita cokeri***** E.-J. Gilbert y Kühner ex E.-J. Gilbert 1940

*Amanita flavoconia**** GF Atk. 1902

*Amanita fulva*** Fr. 1815

*Amanita complex. rubescens*** Pers. (1797)

*Amanita saporubens***** (Berk. Y Mont.) Sacc. 1887

*Amanita vaginata*** (Bull.) Lam. 1783

*Amanita velosa***** (Peck) Lloyd 1898

*Amanita virosa***** Bertill. 1866

Amanita subgen. *Amanita* secc. *Amanita* sp. 1

Amanita subgen. *Amanita* secc. *Vaginatae* sp. 1

Amanita subgen. *Lepidella* secc. *Phalloidea* sp. 1

Amanita subgen. *Lepidella* secc. *Phalloidea* sp. 2

Familia Bolbitiaceae

*Bolbitius titubans***** (Bull.) Fr. 1838

Familia Cortinariaceae

*Cortinarius aff. alboviolaceus***** (Pers.) Fr. 1838

Cortinarius subgen. *Leprocycbe* sp. 1

Cortinarius sp. 1

Familia Entolomataceae

*Entoloma aprile***** (Britzelm.) Sacc. 1887

*Entoloma asprellum***** (P.) Fayod 1889

*Entoloma clypeatum***** (P.) Fayod 1889

*Entoloma rhodopolium***** (P.) P. Kumm. 1871

Familia Hydnangiaceae

*Hydnangium carneum** Wallr. 1839

Laccaria complex. laccata (Scop.) Cooke 1884

*Laccaria trichodermophora**** GM Muell. 1984

*Laccaria cf. vinaceobrunnea***** GM Muell. 1984

Laccaria sp.

Familia Hygrophoraceae

*Hygrocybe conica*** (Schaeff.) P. Kumm. 1871

Familia Hymenogastraceae

Hebeloma sp.

Familia Incertae sedis

*Panaeolus fimicola***** (Pers.) Gillet 1878

Familia Inocybaceae

*Crepidotus cinnabarinus***** Peck 1895

*Crepidotus mollis***** (Schaeff.) Staude 1857

*Inocybe asterospora***** Qué! 1880

*Inocybe squarrosa***** Rea 1916

Inocybe subgen. *Inocybe* secc. *Inocybe* sp. 1

Inocybe subgen. *Inocybe* secc. *Inocybe* sp. 2

Inocybe subgen. *Inocybe* secc. *Inocybe* sp. 3

Inocybe subgen. *Inocybium* secc. *Tardae* sp. 1

Inocybe subgen. *Inocybium* secc. *Tardae* sp. 2

Inocybe subgen. *Inocybium* secc. *Tardae* sp. 3

Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Depauperatae* sp. 1

Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Depauperatae* sp. 2

Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Depauperatae* sp. 3
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 1
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 2
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 3
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 4
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 5
Inocybe subgen. *Inosperma* secc. *Rimosae* sp. 6

Familia Lyophyllaceae

Lyophyllum complex. decastes ** (P.) Singer 1951

Familia Marasmiaceae

Calyprella sp.

Campanella sp.

Crinipellis aff. scabella ** (Alb. & Schwein.) Murrill 1915

Marasmius cf. cohaerens **** (Pers.) Cooke y Quél. 1878

Marasmius cf. plicatulus **** Peck 1897

Marasmius rotula **** (Scop.) Fr. 1838

Familia Mycenaceae

Mycena acicula **** (Schaeff.) P. Kumm. 1871

Mycena aff. alphitophora **** (Berk.) Sacc. 1887

Mycena haematopus **** (Pers.) P. Kumm. 1871

Mycena sp. 1

Mycena sp. 2

Mycena sp. 3

Xeromphalina tenuipes **** (Schwein.) AH Sm. 1953

Familia Omphalotaceae

Gymnopus alkalivirens **** (Singer) Halling 1997

Gymnopus dryophilus *** (Bull.) Murrill 1916

Lentinula boryana **** (Berk. & Mont.) Pegler 1976

Lentinula sp.

Marasmiellus confluens ** (Pers.) JS Oliveira 2019

Rhodocollybia maculata **** (Alb. & Schwein.) Singer 1939

Familia Physalacriaceae

Armillaria sp.

*Flammulina complex. velutipes***** (Curtis) Singer 1951

Familia Pleurotaceae

Pleurotus sp.

Familia Psathyrellaceae

*Coprinellus micaceus**(Bull.) Vilgalys, Hopple y Jacq. Johnson 2001

Coprinellus sp.

*Parasola plicatilis** (Curtis) Redhead, Vilgalys & Hopple2001

*Psathyrella candolleana***** (P.) Maire 1937

Psathyrella sp.

Familia Schizophyllaceae

*Schizophyllum commune***** Fr. 1815

Familia Strophariaceae

*Leratiomyces ceres**** (Cooke & Masee) Spooner & Bridge 2008

*Pholiota aff. adiposa***** (Batsch) P. Kumm. 1871

Pholiota sp.

Familia Tricholomataceae

Clitocybe subgen. *Clitocybe* secc. *Hygroclitocybe* sp.1

Clitocybe subgen. *Clitocybe* secc. *Infundibuliforme* sp. 1

Clitocybe subgen. *Clitocybe* secc. *Infundibuliforme* sp. 2

Clitocybe subgen. *Clitocybe* secc. *Infundibuliforme* sp. 3

*Lepista nuda** (Bull.) Cooke 1871

*Resupinatus aff. alboniger***** (Pat.) Singer 1978

*Tricholoma equestre** (L.) P. Kumm. 1871

*Tricholoma ustaloides*** Romagn. 1954

Familia Typhulaceae

Typhula sp.

Orden Auriculariales

Familia Auriculariaceae

*Exidia aff. ambipapillata***** Lowy 1964

*Exidia nigricans***** (Con.) P. Roberts 2009

*Exidia recisa*** (Ditmar) Fr. 1822

*Exidia thuretiana***** (Lév) Fr.1874

Exidia sp.

Orden Boletales

Familia Boletaceae

*Boletus complex. subvelutipes***** Peck 1889

*Boletus vermiculosus***** Peck 1872

Boletus sp.

*Cyanoboletus pulverulentus****(Opat) Gerald, Vizzini y Simonini 2014

*Strobilomyces confusus***** Singer 1945

Suillelus queletii (Schulzer) Vizzini, Simonini y Gerald,2014

Tylopilus felleus (Bull.) P. Karst. 1881

*Xerocomellus aff. chrysenteron***** (Bull.) Šutara 2008

Familia Boletinellaceae

*Boletinellus merulioides***** (Schwein.) Murril 1909

Familia Diplocystidiaceae

Astraeus morgani Phosri, Watling y MP Martín 2016

Familia Gyroporaceae

*Gyroporus castaneus**** (Bull.) Qué. 1886

Familia Hygrophoropsidaceae

Hygrophoropsis aurantiaca (Wulfen) Maire 1921

Familia Sclerodermataceae

Scleroderma cepa Pers.1801

Familia Serpulaceae

Serpula sp.

Familia Suillaceae

*Suillus granulatus***** (L.) Roussel 1796

Familia Tapinellaceae

*Tapinella panuoides***** (P.) E.-J. Gilbert 1931

Orden Cantharellales

Familia Cantharellaceae

*Cantharellus complex. cibarius*** (8) Fr.1821

Familia Hydnaceae

*Clavulina aff. cinerea*** (Bull.) J. Schröt. (Bull.) J. Schröt. 1988

*Clavulina coralloides***** (L.) J. Schröt. 1888

*Clavulina rugosa*** (Bull.) J. Schröt. 1888

Clavulina sp. 1

Clavulina sp. 2

Orden Geastrales

Familia Geastraceae

*Geastrum pectinatum** Pers. 1801

*Geastrum saccatum**** Fr. 1829

*Geastrum triplex**** Jungh. 1840

Orden Gloeophyllales

Familia Gloeophyllaceae

*Gloeophyllum sepiarium** (Wulfen) P. Karst. 1882

Orden Gomphales

Familia Clavariadelphaceae

*Clavariadelphus occidentalis***** Methven 1989

Familia Gomphaceae

*Phaeoclavulina abietina** (Pers.) Giachini 2011

*Phaeoclavulina curta***** (Fr.) Giachini 2011

*Ramaria stricta**** (Pers.) Qué. (1888)

Ramaria sp. 1

Ramaria sp. 2

Orden Hymenochaetales

Familia Hymenochaetaceae

*Coltricia cinnamomea***** (Jacq.) Murrill 1904

Inonotus sp.

Familia Schizoporaceae

Schizopora sp.

Orden Phallales

Familia Phallaceae

*Mutinus caninus***** (Huds.) Fr. 1849

Orden Polyporales

Familia Fomitopsidaceae

*Antrodia heteromorpha***** (Fr.) Donk 1966

*Ptychogaster rubescens***** Boud.1887

Familia Ganodermataceae

*Ganoderma complex. lucidum***** (Curtis) P. Karst. 1881

Familia Meripilaceae

*Hydnopolyporus palmatus***** (Hook.) O. Fidalgo 1963

Familia Meruliaceae

*Phlebia tremellosa***** (Schrad.) Nakasone & Burds. 1984

*Steccherinum ochraceum***** (Pers. Ex JF Gmel.) Gray, 1821

Familia Polyporaceae

*Echinochaete brachypora***** (Mont.) Ryvarden 1978

*Lentinus arcularius***** (Batsch) Zmitr. 2010

*Lentinus brumalis***** (Pers.) Zmitr. 2010

*Trametes apiaria***** (Pers.) Zmitr., Wasser & Ezhov 2012

*Trametes versicolor**** (L.) Lloyd 1921

Trametes sp. 1

Trametes sp. 2

Orden Russulales

Familia Russulaceae

Lactarius deliciosus (L.) Gray (1821)

Lactarius sp. 1

Lactarius sp. 2

*Russula aff. crustosa***** Peck 1887

*Russula aff. ornaticeps***** Burl. 1921

*Russula aff. pectinatoides***** Peck 1907

*Russula maculata***** Qué. 1878

*Russula mariae***** Peck 1872

*Russula aff. xerampelina***** (Schaeff.) Fr. 1838

Russula sp. 1

Russula sp. 2

Russula sp. 3

Russula sp. 4
Russula sp. 5
Russula sp. 6
Russula sp. 7
Russula sp. 8
Russula sp. 9
Russula sp.10
Russula sp. 11
Russula sp. 12
Russula sp. 13
Russula sp. 14
Russula sp. 15
Russula sp. 16
Russula sp. 17
Russula sp. 18
Russula sp. 19
Russula sp. 20
Russula sp. 21
Russula sp. 22
Russula sp. 23
Russula sp. 24
Russula sp. 25
Russula sp. 26
Russula sp. 27

Familia Stereaceae

*Stereum gausapatum**** (Fr.) Fr. 1874
*Stereum hirsutum***** (Willd.) Pers. 1800
*Stereum ochraceoflavum***** (Schwein.) Sacc. 1888
Stereum sp. 1

Orden Sebaciales

Familia Sebacinaceae

*Sebacina incrustans*** (Pers.) Tul. Y C. Tul. 1871

*Sebacina schweinitzii***** (Peck) Oberw. 2017

*Tremellodendron merismatoides***** (Schwein.) Burt 1915

Orden Thelephorales

Familia Bankeraceae

*Phellodon excentrimexicanus***** R.E. Baird 1985

Familia Thelephoraceae

Tomentella sp.

Clase Dacrymycetes

Orden Dacrymycetales

Familia Dacrymycetaceae

*Calocera macrospora***** Brasf. 1938

*Dacrymyces chrysospermus**** Berk. & M.A.Curtis 1873

*Dacrymyces stillatus***** Nees 1816

Dacryopinax lowyi S. Sierra y Cifuentes 2005

Clase Tremellomycetes

Orden Tremellales

Familia Tremellaceae

*Phaeotremella foliacea***** (Pers.) Wedin, JC Zamora & Millanes 2016

*Tremella aff. fibulifera***** Möller 1895

*Tremella fuciformis***** Berk. 1856

*Tremella mesenterica** Retz. 1769

Tremella sp.1

* Nuevo registro para la Alcaldía Tlalpan

**Nuevo registro para la Alcaldía Xochimilco

***Nuevo registro para ambas Alcaldía

****Nuevo registro para la CDMX

Anexo II. Especies de hongos presentes en el bosque de encino de la Cuenca de México y su abundancia.

BT = Bosque de Tlalpan, PECM = Parque Ecológico de la Ciudad de México, SMA = El Coatzontle, San Miguel Ajusco y TEOCA = Cerro (Volcán) Comunal Teoca.

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Agaricus bresadolanus</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Agaricus semotus</i>	Saprobio	2	2	0	1
<i>Agaricus</i> sp. 1	Saprobio	0	0	0	3
<i>Agaricus</i> sp. 2	Saprobio	0	0	0	1
<i>Agaricus</i> sp. 3	Saprobio	1	0	0	0
<i>Agaricus sylvaticus</i>	Saprobio	1	2	0	0
<i>Agaricus sylvicola</i>	Saprobio	0	2	1	2
<i>Amanita bisporigera</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	3
<i>Amanita cokeri</i>	Ectomicorrízico	0	2	0	2
<i>Amanita complex. rubescens</i>	Ectomicorrízico	1	1	0	8
<i>Amanita flavoconia</i>	Ectomicorrízico	1	0	2	2
<i>Amanita fulva</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Amanita saporubens</i>	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Amanita</i> subgen. <i>Amanita</i> secc. <i>Amanita</i> sp. 1	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Amanita</i> subgen. <i>Amanita</i> secc. <i>Vaginatae</i> sp. 1	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Amanita</i> subgen. <i>Lepidella</i> secc. <i>Phalloidea</i> sp. 1	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Amanita</i> subgen. <i>Lepidella</i> secc. <i>Phalloidea</i> sp. 2	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Amanita vaginata</i>	Ectomicorrízico	0	0	3	1
<i>Amanita velosa</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	2
<i>Amanita virosa</i>	Ectomicorrízico	0	4	5	4
<i>Antrodia heteromorpha</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Armillaria</i> sp.	Saprobio	0	0	1	0
<i>Astraeus hygrometricus</i>	Ectomicorrízico	4	0	1	1
<i>Bolbitius vitellinus</i>	Saprobio	0	1	0	0

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Boletinelus merulioides</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Boletus complex. subvelutipes</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Boletus</i> sp.	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Boletus vermiculosus</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Calocera macrospora</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Calyptella</i> sp.	Saprobio	0	0	1	0
<i>Campanella</i> sp.	Saprobio	0	0	1	0
<i>Cantharellus complex. cibarius</i>	Ectomicorrízico	3	2	1	5
<i>Chlorociboria aeruginascens</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Clavariadelphus occidentalis</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Clavulina aff. cinerea</i>	Ectomicorrízico	1	0	1	2
<i>Clavulina coralloides</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Clavulina rugosa</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Clavulina</i> sp.1	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Clavulina</i> sp.2	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Clitocybe</i> Subgen. <i>Clitocybe</i> secc. <i>Hygroclitocybe</i> sp. 1	Saprobio	0	0	0	1
<i>Clitocybe</i> Subgen. <i>Clitocybe</i> secc. <i>Infundibuliforme</i> sp. 1	Saprobio	0	2	0	0
<i>Clitocybe</i> Subgen. <i>Clitocybe</i> secc. <i>Infundibuliforme</i> sp. 2	Saprobio	1	0	0	0
<i>Clitocybe</i> Subgen. <i>Clitocybe</i> secc. <i>Infundibuliforme</i> sp. 3	Saprobio	0	1	0	0
<i>Coltricia cinnamomea</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Coprinellus micaceus</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Coprinellus</i> sp.	Saprobio	0	0	0	1
<i>Cortinarius aff. alboviolaceus</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Cortinarius</i> sp.	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Cortinarius</i> subgen. <i>Leprocybe</i> sp.1	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Crepidotus cinnabarinus</i>	Saprobio	2	1	0	2
<i>Crepidotus mollis</i>	Saprobio	3	2	2	4
<i>Crinipellis aff. scabella</i>	Saprobio	0	0	0	1

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Cyathus olla</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Dacrymyces chrysospermus</i>	Saprobio	0	0	2	2
<i>Dacrymyces stillatus</i>	Saprobio	0	0	0	4
<i>Dacryopinax lowy</i>	Saprobio	0	0	1	0
<i>Daldinia concentrica</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Echinochaete brachypora</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Entoloma aprile</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	2
<i>Entoloma asprellum</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	1
<i>Entoloma clypeatum</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Entoloma rhodopolium</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Exidia aff. ambipapillata</i>	Saprobio	3	1	2	6
<i>Exidia nigricans</i>	Saprobio	0	1	0	1
<i>Exidia recisa</i>	Saprobio	0	0	0	2
<i>Exidia sp.</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Exidia thuretiana</i>	Saprobio	1	2	1	5
<i>Flammulina complex. velutipes</i>	Saprobio	0	2	0	1
<i>Ganoderma complex. Lucidum</i>	Saprobio	2	0	0	0
<i>Geastrum pectinatum</i>	Saprobio	2	0	0	0
<i>Geastrum saccatum</i>	Saprobio	0	2	0	2
<i>Geastrum triplex</i>	Saprobio	1	0	0	2
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Gymnopus alkalivirens</i>	Saprobio	1	1	0	0
<i>Gymnopus dryophilus</i>	Saprobio	6	4	2	3
<i>Gyroporus castaneus</i>	Ectomicorrízico	1	2	0	2
<i>Hebeloma sp.</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Helvella acetabulum</i>	Ectomicorrízico	1	1	0	3
<i>Helvella cf. fibrosa</i>	Ectomicorrízico	2	0	0	2
<i>Helvella crispa</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Helvella latispora</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Helvella solitaria</i>	Ectomicorrízico	1	1	0	2
<i>Humaria hemisphaerica</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Hydnangium carneum</i>	Ectomicorrízico	2	0	0	0
<i>Hydnopolyporus palmatus</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Hygrocybe conica</i>	Saprobio	0	0	0	3
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Hypomyces chrysospermus</i>	Parásito	1	0	0	2
<i>Hypomyces luteovirens</i>	Parásito	0	0	0	1
<i>Hypoxylon</i> sp. 1	Saprobio	1	0	0	2
<i>Hypoxylon</i> sp. 2	Saprobio	1	0	0	0
<i>Inocybe asterospora</i>	Ectomicorrízico	1	1	0	1
<i>Inocybe squarrosa</i>	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybe</i> secc. <i>Inocybe</i> sp. 1	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybe</i> secc. <i>Inocybe</i> sp. 2	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybe</i> secc. <i>Inocybe</i> sp. 3	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybium</i> secc. <i>Tardae</i> sp. 1	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybium</i> secc. <i>Tardae</i> sp. 2	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inocybium</i> secc. <i>Tardae</i> sp. 3	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Depauperatae</i> sp. 1	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Depauperatae</i> sp. 2	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Depauperatae</i> sp. 3	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 1	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 2	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 3	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 4	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 5	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Inocybe</i> subgen. <i>Inosperma</i> secc. <i>Rimosae</i> sp. 6	Ectomicorrízico	0	0	0	1

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Laccaria</i> sp.	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Laccaria</i> cf. <i>vinaceobrunnea</i>	Ectomicorrízico	0	1	1	0
<i>Laccaria</i> complex. <i>laccata</i>	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Laccaria trichodermophora</i>	Ectomicorrízico	0	0	2	2
<i>Lachnum apalum</i>	Saprobio	0	0	0	2
<i>Lactarius deliciosus</i>	Ectomicorrízico	2	0	0	0
<i>Lactarius</i> sp. 1	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Lactarius</i> sp. 2	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Lentinula boryana</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Lentinula</i> sp	Saprobio	0	0	0	1
<i>Lentinus arcularius</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Lentinus brumalis</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Leotia lubrica</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Lepiota cristata</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Lepiota</i> sp. 1	Saprobio	0	1	0	0
<i>Lepiota</i> sp. 2	Saprobio	0	1	0	0
<i>Lepista nuda</i>	Saprobio	1	1	0	0
<i>Leratiomyces ceres</i>	Saprobio	1	0	0	1
<i>Leucoagaricus</i> aff. <i>littoralis</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Leucoagaricus rubrotinctus</i>	Saprobio	0	1	1	0
<i>Leucoagaricus</i> sp. 1	Saprobio	0	0	1	0
<i>Leucoagaricus</i> sp. 2	Saprobio	1	0	0	2
<i>Lycoperdon molle</i>	Saprobio	9	2	0	0
<i>Lyophyllum</i> complex. <i>decastes</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	1
<i>Marasmiellus confluens</i>	Saprobio	4	1	1	3
<i>Marasmius</i> aff. <i>cohaerens</i>	Saprobio	2	0	0	0
<i>Marasmius</i> aff. <i>plicatulus</i>	Saprobio	2	0	0	0
<i>Marasmius rotula</i>	Saprobio	1	0	1	1

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Mycena acicula</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Mycena aff. alphitophora</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Mycena haematopus</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Mycena sp. 1</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Mycena sp. 2</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Mycena sp. 3</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Nectria cinnabarina</i>	Saprobio	0	2	0	0
<i>Panaeolus fimicola</i>	Saprobio	0	0	1	1
<i>Parasola plicatilis</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Pezia succosa</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Peziza aff. repanda</i>	Saprobio	0	0	0	2
<i>Peziza badia</i>	Saprobio	1	0	0	2
<i>Phaeoclavulina abietina</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Phaeoclavulina curta</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	3
<i>Phaeotremella foliacea</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Phellodon excentrimexicanus</i>	Ectomicorrízico	2	0	0	5
<i>Phlebia tremellosa</i>	Saprobio	2	1	0	0
<i>Pholiota aff. adiposa</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Pholiota sp</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Pleurotus sp</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Psathyrella candolleana</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Psathyrella sp.</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Ptychogaster rubescens</i>	Saprobio	0	1	0	2
<i>Pustularia sp. 1</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Ramaria sp. 1</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Ramaria sp. 2</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Ramaria stricta</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	1
<i>Resupinatus aff. alboniger</i>	Saprobio	0	0	0	1

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Rhodocollybia maculata</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Russula aff. crustosa</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula aff. ornaticeps</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula aff. pectinatoides</i>	Ectomicorrízico	3	1	0	0
<i>Russula aff. xerampelina</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	2
<i>Russula maculata</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	1
<i>Russula mariae</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 1	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 2	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 3	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 4	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 5	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 6	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 7	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 8	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 9	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 10	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 11	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 12	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 13	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 14	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 15	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 16	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Russula</i> sp. 17	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 18	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 19	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Russula</i> sp. 20	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 21	Ectomicorrízico	0	1	0	0

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Russula</i> sp. 22	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Russula</i> sp. 23	Ectomicorrízico	0	1	0	0
<i>Russula</i> sp. 24	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Russula</i> sp. 25	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Russula</i> sp. 26	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 27	Ectomicorrízico	0	0	0	1
<i>Sarcoscypha austriaca</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Schizophyllum commune</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Schizopora</i> sp1	Saprobio	0	0	1	0
<i>Scleroderma cepa</i>	Ectomicorrízico	9	3	0	5
<i>Scutellinia pennsylvanica</i>	Saprobio	1	0	1	0
<i>Scutellinia scutellata</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Sebacina incrustans</i>	Ectomicorrízico	0	0	0	2
<i>Sebacina schweinitzii</i>	Ectomicorrízico	0	2	1	5
<i>Serpula</i> sp	Saprobio	0	1	0	0
<i>Steccherinum ochraceum</i>	Saprobio	0	0	0	2
<i>Stereum gausapatum</i>	Saprobio	1	0	0	2
<i>Stereum hirsutum</i>	Saprobio	2	0	0	2
<i>Stereum ochraceoflavum</i>	Saprobio	0	0	0	2
<i>Stereum</i> sp.	Saprobio	0	1	0	0
<i>Strobilomyces confusus</i>	Ectomicorrízico	2	0	0	2
<i>Suillellus queletii</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Suillus granulatus</i>	Ectomicorrízico	0	0	2	1
<i>Tapinella panuoides</i>	Saprobio	0	1	0	1
<i>Tarzetta catinus</i>	Ectomicorrízico	0	1	0	1
<i>Tarzetta cupularis</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	1
<i>Thelephora</i> sp	Ectomicorrízico	0	0	0	2
<i>Tolypocladium capitatum</i>	Parásito	0	0	0	1

Anexo II. Continuación...

Especie	Hábito	Localidades			
		BT	PECM	SMA	TEOCA
<i>Tomentella sp.</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	0
<i>Trametes apiaria</i>	Saprobio	1	1	0	0
<i>Trametes sp.1</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Trametes sp.2</i>	Saprobio	0	0	1	0
<i>Trametes versicolor</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Tremella fuciformis</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Tremella aff. fibulifera</i>	Saprobio	5	1	4	1
<i>Tremella mesenterica</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Tremella sp.</i>	Saprobio	0	0	0	3
<i>Tremellodendron merismatoides</i>	Saprobio	0	2	0	4
<i>Tricholoma equestre</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Tricholoma ustaloides</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	3
<i>Tylopilus felleus</i>	Ectomicorrízico	0	0	1	0
<i>Typhula sp.</i>	Saprobio	1	0	0	0
<i>Xerocomellus aff. chrysenteron</i>	Ectomicorrízico	1	0	0	1
<i>Xeromphalina tenuipes</i>	Saprobio	0	1	0	0
<i>Xylaria hypoxylon</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Xylaria longipes</i>	Saprobio	0	0	0	1
<i>Xylaria polymorpha</i>	Saprobio	0	2	0	3