



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD

**DISPONIBILIDAD DE MACROMICETOS
SILVESTRES EN BOSQUES DE ENCINOS Y
CONÍFERAS BAJO DIFERENTES INTENSIDADES
DE PERTURBACIÓN EN LA CUENCA DE CUITZEO,
MICHOACÁN, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

MARIANO TORRES GÓMEZ

**TUTOR DE TESIS: DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS
Y SUSTENTABILIDAD, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. ROBERTO GARIBAY ORIJEL
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. ALEJANDRO CASAS FERNÁNDEZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS
Y SUSTENTABILIDAD, UNAM**

Morelia, Michoacán. Septiembre 2023



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.



COORDINACIÓN GENERAL DE ESTUDIOS DE POSGRADO
COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
ENTIDAD INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
OFICIO: CGEP/CPCB/IIES/0617/2023
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 ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **08 de mayo de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** del estudiante **TORRES GÓMEZ MARIANO** con número de cuenta **510020510** con la tesis titulada **“DISPONIBILIDAD DE MACROMICETOS SILVESTRES EN BOSQUES DE ENCINOS Y CONÍFERAS BAJO DIFERENTES INTENSIDADES DE PERTURBACIÓN EN LA CUENCA DE CUITZEO, MICHOACÁN, MÉXICO”**, realizada bajo la dirección del DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ
Vocal: DR. MARIO ANTONIO GUEVARA SANTAMARIA
Secretario: DR. ALEJANDRO CASAS FERNÁNDEZ
Vocal: DRA. MARÍA DEL PILAR ORTEGA LARROCEA
Vocal: DR. SIGFRIDO SIERRA GALVÁN

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

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 14 de agosto de 2023

COORDINADOR DEL PROGRAMA

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



c. c. p. Expediente del alumno

AGNS/LTC/EARR/ltc

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES Y APOYOS RECIBIDOS

Al posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, al Consejo Nacional Para la Ciencia y Tecnología CONACyT por el apoyo económico otorgado a través de la beca para la realización de mis estudios de posgrado.

Se agradece al Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACyT – Gobierno del Estado de Michoacán por la beca otorgada en el marco del proyecto SEP-CONACyT 154434, PAPIIT-UNAM IN209716 y el programa PASPA-UNAM.

Al Instituto de Biología (IBUNAM) por las estancias realizadas (2015-2016).

Al Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup. Asesor de tesis.

Al Dr. Alejandro Casas. Miembro del Comité tutorial.

Al Dr. Roberto Garibay Orijel. Miembro del Comité tutorial.

A la Sociedad Mexicana de Micología A.C. (SMM).

Al Centro de Geociencias, UNAM Juriquilla.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Al Dr. Mario Antonio Guevara Santamaría por su apoyo en la elaboración de los mapas, análisis estadísticos y por el seguimiento y culminación de este y otros proyectos de suma importancia para mi crecimiento intelectual y académico.

Al Dr. Manuel Mendoza Cantú del CIGA por brindar las imágenes satelitales para la elaboración de los mapas de la Cuenca de Cuitzeo.

Al Dr. Teodoro Carlón Allende por su apoyo en el manejo del programa ARCMAP y la selección de sitios de muestreo.

Al M. en C. Rafael Morales Chávez por su apoyo en algunos análisis estadísticos en la consola R Project.

Al Dr. Jesús Llanderal Mendoza por su apoyo en el seguimiento del presente trabajo.

Al Dr. Víctor Manuel Gómez Reyes por su apoyo en diversos eventos formativos.

Al Dr. Gerardo Vázquez Marrufo y a la M. en C. Marlene Gómez Peralta por su apoyo en diversos eventos y producciones científicas.

Al Dr. Ignacio Torres García y al M. en C. Jesús Eduardo Sáenz Ceja por su apoyo en la identificación taxonómica de algunas especies de árboles.

Al Dr. Alberto Ken Oyama por su apoyo en el proceso de titulación.

A todas las personas de las comunidades estudiadas que participaron y permitieron realizar este trabajo. En especial al Sr. Agustín Villa y su hijo Agustín de Agua Escondida; a Don Trino, al Sr. Eulogio Reyes y Julio Alberto Reyes de Las Mesas; a José Armando Cornejo Bucio de Las Huertas; al Sr. Rafael Jurado de Las Peras; a Don Miguel Pompa González, su hijo Israel y sus familias por su hospitalidad y sus deliciosos desayunos; a los niños hongueros quienes hicieron algunos recorridos más divertidos, todos ellos de El Tren Peñuelas.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
CAPÍTULO I	10
CARACTERIZACIÓN DE LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN Y ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD DE MACROMICETOS SILVESTRES EN BOSQUES DE ENCINOS Y CONÍFERAS EN EL PARTEAGUAS DE LA CUENCA DE CUITZEO	
CAPÍTULO II	
ECTOMYCORRHIZAL TREES INTERMINGLED WITHIN <i>CUPRESSUS</i> <i>LUSITANICA</i> PLANTATIONS SUSTAIN THE DIVERSITY AND AVAILABILITY OF EDIBLE MUSHROOMS	88
CAPÍTULO III	103
WILD EDIBLE MUSHROOM KNOWLEDGE AND USE IN FIVE FOREST COMMUNITIES IN CENTRAL MÉXICO	
CAPÍTULO IV	115
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	

ÍNDICE FIGURAS

Figura 1	Localización de los cinco sitios de muestreo	21
Figura 2	Promedios semanales de la temperatura	22
Figura 3	Promedios semanales de la humedad relativa	23
Figura 4	PCA de la temperatura y humedad relativa	25
Figura 5	PCA de las variables edáficas	28
Figura 6	PCA de agrupamiento de similitudes de cada uno de los sitios	29
Figura 7	Gráfica de AMIBA con los indicadores de perturbación	30
Figura 8	PCA de las variables de perturbación	31
Figura 9	Riqueza de especies de árboles	32
Figura 10	Curva del valor de importancia ecológica de las especies arbóreas	35
Figura 11	Porcentaje de la riqueza de especies de hongos en cada año	38
Figura 12	Número de especies encontradas en cada sitio de muestreo	38
Figura 13	Especies comestibles, tóxicas y no comestibles	43
Figura 14	Número de especies de acuerdo con su hábito alimenticio	44
Figura 15	Número de especies en cada sitio de muestreo	44
Figura 16	Número de esporomas en cada sitio de muestreo	53
Figura 17	Biomasa en peso fresco de esporomas	57
Figura 18	Gráfica de AMIBA de la disponibilidad de hongos por gremio	68
Figura 19	Gráfica de AMIBA de la disponibilidad según su funcionalidad	69
Figura 20	PCA con todas las variables bióticas y abióticas medidas	71
Figura 21	Regresión lineal de la disponibilidad contra todas las variables	72

ÍNDICE TABLAS

Tabla 1	Sitios de muestreo	20
Tabla 2	Valores de los análisis de los suelos	26
Tabla 3	Valores de cada tipo de perturbación medida <i>in situ</i>	29
Tabla 4	Diversidad arbórea en cada uno de los sitios	33
Tabla 5	Valor de importancia ecológica de las especies de árboles	34
Tabla 6	Especies comestibles en casa sitio de muestreo	39
Tabla 7	Especies tóxicas en cada sitio de muestreo	42
Tabla 8	Lista de especies	45
Tabla 9	Número de especies compartidas y especies únicas	53
Tabla 10	Abundancia total y densidad por hectárea	54
Tabla 11	Número de esporomas de las cinco especies más abundantes	55
Tabla 12	Biomasa total y biomasa por hectárea	57
Tabla 13	Biomasa en gramos de las cinco especies con valores más altos	58
Tabla 14	Disponibilidad de hongos de mayor a menor en cada sitio	60
Tabla 15	Fenología de cada especie	61
Tabla 16	Densidad de esporomas de otros trabajos	77

Resumen

Los hongos silvestres conforman uno de los grupos de Productos Forestales No Maderables más valiosos en México y en el mundo. Son fuente de alimento y medicina para personas y animales durante la temporada de lluvias, pero también generan ingresos monetarios por medio de su venta, y son esenciales para el mantenimiento y recuperación de la salud de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, los hongos dependen de variables bióticas y abióticas para colonizar, establecerse y prosperar en sus diferentes medios y, por lo tanto, garantizar las condiciones de tales medios constituye uno de los principales retos para avalar los beneficios socio-ecológicos que proveen estos organismos. En la actualidad, la influencia humana y su presión sobre los recursos naturales han generado distintos gradientes de perturbación en los ecosistemas. Los ecosistemas forestales son de los más explotados, ocasionando cambios en la composición vegetal y fúngica de los sitios bajo aprovechamiento. Hoy en día, el conocimiento sobre el impacto de la perturbación y el aprovechamiento de los recursos forestales sobre la disponibilidad de hongos silvestres es escaso. En este estudio se hipotetizó que la disponibilidad de macromicetos silvestres en los bosques de encinos y coníferas del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo diferirá entre sitios bajo la influencia de diferentes agentes e intensidades de perturbación sobre las comunidades de hongos. Se propuso identificar las variables abióticas, bióticas y de perturbación que más afectan la disponibilidad de los recursos fúngicos y cómo la afectan. Para responder las preguntas y probar las hipótesis referidas, este proyecto de investigación se centró primeramente en caracterizar diferentes sitios de bosques de encinos y coníferas en una de las cuencas más importantes del estado de Michoacán. Para ello, se siguieron parámetros óptimos de producción de esporomas de hongos silvestres recopilados de la literatura internacional disponible, analizando variables abióticas como la temperatura, humedad, propiedades edáficas, así como variables bióticas como la composición de la vegetación y las perturbaciones antrópicas en cada sitio. Se utilizaron herramientas de información geográfica (imágenes satelitales pancromáticas, multispectrales, rasters, vectores, modelos de elevación, uso de suelo, pendiente, orientación, vegetación, vialidades y asentamientos humanos) para la selección de los sitios, posteriormente se realizó una validación *in situ*. De todos los polígonos creados en ArcMap de los sitios posibles, se seleccionaron los cinco más extensos (de 12 hectáreas cada uno de ellos), con los parámetros óptimos mencionados, a lo

largo del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo. El sitio 1 corresponde a la comunidad de Agua Escondida del municipio de Charo; el sitio 2 a Las Mesas de Charo; el sitio 3 a Las Huertas de Indaparapeo; el sitio 4 Las Peras de Indaparapeo y el sitio 5 a El Tren Peñuelas de Ciudad Hidalgo. La composición vegetal varió en cada sitio, siendo 10 especies para el sitio con mayor diversidad y cinco para el que tuvo menor. Posteriormente se monitoreó la disponibilidad de macromicetos silvestres en cada uno de los cinco sitios por tres años consecutivos. Con base en esta información se analizó la composición de las comunidades de hongos en cada sitio, utilizando herramientas tanto cuantitativas como cualitativas, así como moleculares para la correcta identificación taxonómica. Se incluye un artículo publicado en el que se corrobora la importancia de la conservación y reforestación con especies forestales nativas como hospederos micorrízicos. Asimismo, se incluye otro artículo publicado donde se documentó el conocimiento tradicional sobre de los hongos silvestres en cada uno de los sitios y se comparó con comunidades aledañas del estado.

Se encontró que la disponibilidad de hongos silvestres está fuertemente afectada por las propiedades edáficas como los niveles de P/N, humedad/temperatura, así como la compactación del suelo. Los sitios con mayor disponibilidad (sitios 4 y 5) tienen una alta diversidad vegetal (10 y 9 especies de árboles, respectivamente) y comparten características edáficas como Mg, P y arcilla, mientras que los sitios 1 y 2 fueron afectados mayormente por los tocones y la extracción de madera. El sitio más afectado por las perturbaciones fue el 3 con una baja diversidad de árboles, bajas concentraciones de Mg y Ca, pero sobre todo por una alta compactación del suelo y su consecuente modificación de la porosidad y humedad del suelo. La compactación del suelo resultó ser una de las variables de perturbación que más afecta la disponibilidad de hongos silvestres. Se registraron 208 especies de macromicetos, de las cuales 101 son comestibles. Este número de especies comestibles representa cerca de la mitad de especies funcionales para el humano registradas para todo el estado de Michoacán.

Estos datos son fundamentales para planear el aprovechamiento de los hongos silvestres tomando en cuenta la ecología, el conocimiento tradicional y el manejo del resto de los recursos forestales en bosques de encinos y coníferas.

Abstract

Wild mushrooms are one of the most valuable groups of Non-Timber Forest Products in Mexico and in the world. They are a source of food and medicine for people and other animals during the rainy season. They also generate monetary income through their sale, and are essential for the maintenance and recovery of the health of terrestrial ecosystems. However, mushrooms depend on biotic and abiotic variables to colonize, establish and thrive in their different environments and, therefore, guaranteeing the conditions of such environments constitutes one of the main challenges to guarantee the socio-ecological benefits provided by these organisms. Human influence and its pressure on natural resources have generated different disturbance gradients in ecosystems. Forest ecosystems are among the most exploited, causing changes in the vegetal and fungal composition of the sites under exploitation. Today, knowledge about the impact of disturbance and the use of forest resources on the availability of wild mushrooms is scarce. In this study it was hypothesized that the availability of wild macromycetes in the oak and coniferous forests of the Cuitzeo watershed will differ between sites under the influence of different agents and intensities of disturbance on the fungal communities. It was proposed to identify the disturbance variables that most affect the availability of fungal resources and how they affect it.

To answer the questions and test the referred hypotheses, this research project focused first on characterizing different sites of oak and coniferous forests in one of the most important basins in the state of Michoacán. For this, optimal parameters of sporome production compiled from the available international literature were followed, analyzing abiotic variables such as temperature, humidity, edaphic properties, as well as biotic variables such as the composition of the vegetation, natural and anthropic disturbances in each site. Geographic information tools (panchromatic, multispectral satellite images, rasters, vectors, elevation models, land use, slope, orientation, vegetation, roads and human settlements) were used for the selection of the sites, later an *in situ* validation was carried out. Of all the polygons created in ArcMap of the possible sites, the five largest (12 hectares each) were selected, with the optimal parameters mentioned, along the Cuitzeo basin watershed. Site 1 corresponds to the community of Agua Escondida in the municipality of Charo; site 2 to Las Mesas de Charo; site 3 to Las Huertas de Indaparapeo; site 4 Las Peras de Indaparapeo and site 5 to El Tren Peñuelas de Ciudad Hidalgo. Plant composition varied in each site, with 10

species for the site with the greatest diversity and five for the one with the lowest. Subsequently, the availability of wild macromycetes was monitored at each site for three consecutive years. Based on this information, the composition of the fungal communities in each site was analyzed, using both quantitative and qualitative tools, as well as molecular ones for the correct taxonomic identification. A published article is included in which the importance of conservation and reforestation with native forest species as mycorrhizal hosts is corroborated. Likewise, another published article is included where the traditional knowledge about wild mushrooms in each site was documented and compared with neighboring communities.

It was found that the availability of wild mushrooms is strongly affected by soil properties such as compaction followed by plant composition. The sites with the highest availability (sites 4 and 5) have a high plant diversity (10 and 9 tree species, respectively) and share edaphic characteristics such as magnesium, phosphorus and clay, while sites 1 and 2 were mostly affected by stumps and wood extraction. The most affected site by the disturbances was 3, with low tree diversity, low magnesium and calcium concentrations, but above all, due high soil compaction and its consequent modification of soil porosity and moisture. Soil compaction turned out to be one of the variables that most affects the availability of wild mushrooms. A total of 208 mushroom species were recorded, of which 101 are edible. This number of edible species represents about half of the functional species used and registered for the entire state of Michoacán.

These data are essential to plan the use of wild mushrooms taking into account the ecology, traditional knowledge and the management of the rest of the forest resources in oak and coniferous forests.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los hongos macroscópicos son organismos sumamente diversos, ocupan el segundo lugar en riqueza de especies en el mundo, sólo por debajo de los insectos (Dai *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2019; Bánki *et al.*, 2023). Están presentes en prácticamente todos los ecosistemas terrestres y en algunos acuáticos (Stamets, 2019). Estos organismos son fundamentales para el establecimiento y funcionalidad de todos los ambientes en que se encuentran debido a su biología y ecología; sin ellos los ecosistemas forestales no existirían, ya que son los principales recicladores de nutrientes, generadores de suelos fértiles y los encargados del establecimiento, crecimiento y funcionalidad de la gran mayoría de especies forestales del mundo debido al grupo de hongos simbióticos (Mayer *et al.*, 2023). Actualmente existen distintas prácticas de manejo forestal que implementan a los hongos silvestres como promotores fundamentales para la restauración, conservación y aprovechamiento sustentable de los ecosistemas forestales del mundo, como es el caso de la micoforestería, que consiste en reforestar sitios perturbados con árboles nativos inoculados con especies de hongos ectomicorrízicos (comestibles y no comestibles). Este tipo de práctica forestal mejora las reforestaciones en calidad, cantidad, tiempo y gasto económico, también fortalecen la sustentabilidad y crean diversidad económica (Martínez-Peña, 2003; Pettenella y Secco, 2006).

Estos organismos también son esenciales para el ser humano como alimento, medicina y como ingreso económico por medio de su venta (Torres-Gómez *et al.*, 2023a). Han acompañado al ser humano desde sus inicios evolutivos hasta la actualidad y se sabe que los neandertales (nuestros parientes más cercanos extintos) ya utilizaban algunas especies de hongos comestibles y medicinales en su dieta hace al menos 50,000 años (Weyrich *et al.*, 2017). Hoy en día innumerables comunidades originarias y rurales en el mundo utilizan diferentes especies de hongos silvestres como parte de su gastronomía y entorno social debido al patrimonio cultural que han heredado y transmitido de generación en generación. Son recursos importantes que aprovechan de los ecosistemas forestales en temporadas de lluvias y que generalmente son el sustituto de alimentos de alto valor económico como la carne y otros productos (Torres-Gómez *et al.*, 2023b). También son utilizados como medicina tradicional con un vasto número de especies utilizadas para tratar múltiples padecimientos, lo que ha generado un enorme interés en estudiar a estos organismos y sus usos a través del mundo (Torres-Gómez, 2023).

Hoy en día, con el avance de la ciencia en la medicina y biotecnología, así como en el estudio sistemático del conocimiento tradicional micológico de múltiples comunidades originarias y rurales en el mundo, distintos centros médicos y de innovación científica están estudiando de manera formal distintas especies de hongos silvestres en busca de compuestos para tratar múltiples padecimientos como artritis, cáncer, sida, diabetes, esquizofrenia, depresión, psicosis, Parkinson, Alzheimer, entre otros (Torres-Gómez, 2023).

Por lo tanto, los hongos silvestres son considerados Productos Forestales No Maderables (PFNM), así como distintos tipos de aceites, resinas, gomas, nueces, miles de plantas, etc. El interés por conocer, estudiar y analizar los PFNM ha aumentado recientemente debido a que constituyen recursos de alto valor económico y con su aprovechamiento se puede evitar el cambio de uso de suelo, y todos ellos dependen de variables abióticas como la temperatura, la humedad, las propiedades físicas y químicas del suelo; así como variables bióticas como la composición vegetal del ambiente en que se encuentran (Kranabetter *et al.*, 2009). Por lo tanto, los cambios en estas variables en un determinado sitio repercuten en la disponibilidad de los PFNM. La disponibilidad de los recursos puede definirse como la posibilidad de acceder a éstos y utilizarlos (Torres-Gómez *et al.*, 2018). Estas medidas de disponibilidad en su conjunto pueden constituir una estimación de los recursos fúngicos que pueden ser aprovechados por comunidades originarias, rurales y periurbanas marginadas con acceso a sitios con cobertura forestal (Garibay-Orijel *et al.*, 2009).

La mayor parte de los cambios que ocurren en los ecosistemas terrestres se deben a la transformación de la cobertura del terreno y la intensificación en el uso de la tierra (Ortiz *et al.*, 2023). Sin embargo, el aprovechamiento forestal ha generado diferentes gradientes de perturbación en los bosques del mundo. Como resultado de este proceso, generalmente se alteran distintas variables abióticas como la disponibilidad de luz, el microclima, la fertilidad del suelo, e incluso los ciclos hidrológicos, entre otros (Mayer *et al.*, 2023; Ortiz *et al.*, 2023), así como la misma modificación de las comunidades forestales. Debido a esto, las comunidades biológicas pueden sufrir efectos inmediatos o a largo plazo que modifican la disponibilidad de distintos organismos como lo son los hongos silvestres (Torres-Gómez *et al.*, 2023a).

En México, los bosques de encinos y coníferas son los ecosistemas históricamente más afectados por los asentamientos humanos y por las actividades de producción primaria (agricultura y producción forestal) particularmente en el sistema Neovolcánico Transversal. La mayor parte de la producción forestal del país sucede en este tipo de ecosistemas (SEMARNAT, 2018), donde se encuentra una importante diversidad de hongos silvestres fundamentales para el bienestar de los ecosistemas y casi la totalidad de las especies funcionales usadas y aprovechadas por las comunidades originarias y rurales (Pérez-Moreno y Read, 2004).

Para evaluar el efecto que diferentes agentes de perturbación pueden tener sobre las comunidades de hongos silvestres, es importante considerar a la perturbación como una variable multifactorial. De esta manera, se pueden contrastar distintas mediciones de perturbación en respuesta a distintas fuentes y variables de forma simultánea.

Por ello, es fundamental entender cómo el aprovechamiento forestal y su consecuente perturbación o modificación en los ecosistemas puede alterar la diversidad de especies, servicios ecosistémicos y la disponibilidad de otros PFNM potenciales, como lo son los hongos silvestres.

OBJETIVO GENERAL

En este trabajo se evaluó el efecto que tienen distintas variables abióticas (temperatura, humedad, propiedades físicas y químicas del suelo), bióticas (composición vegetal), así como de perturbación debido a las diferentes prácticas de manejo y aprovechamiento forestal y sus consecuentes modificaciones al ambiente sobre la disponibilidad de los hongos silvestres en bosques de encinos y coníferas en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán, México, así como la relación del conocimiento micológico tradicional como parte integral de las prácticas de manejo forestal.

OBJETIVOS PARTICULARES

Capítulo 1

1. Identificar y seleccionar los sitios óptimos de producción de esporomas por medio de sistemas de información geográfica, validación *in situ* y con base en parámetros óptimos de producción de esporomas en estos ambientes encontrados en la literatura especializada.
2. Caracterizar la composición vegetal de los bosques de encinos y coníferas en cinco sitios situados en el parteaguas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.
3. Caracterizar las variables de temperatura, humedad y las propiedades edáficas de cada uno de los sitios.
4. Caracterizar y describir las variables de perturbación antrópica de los bosques de encinos y coníferas en cinco sitios situados en el parteaguas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.
5. Muestrear y estimar la disponibilidad de hongos silvestres entre bosques de encino y coníferas con diferentes estados de perturbación en la cuenca de Cuitzeo.
6. Determinar la relación entre la composición vegetal *vs* la disponibilidad de hongos silvestres.
7. Determinar cuáles variables inciden mayormente sobre la disponibilidad de hongos silvestres en cada sitio de muestreo.

Capítulo 2

1. Comparar la disponibilidad de hongos silvestres comestibles en bosques nativos de pinos y encinos *vs* plantaciones monoespecíficas de *Cupressus lusitanica* establecidas para la reforestación como práctica de manejo forestal común en el Parque nacional Insurgente José María Morelos km 23 en Michoacán.

Capítulo 3

1. Documentar y evaluar el conocimiento etnomicológico de las cinco comunidades rurales estudiadas.

2. Evaluar si el conocimiento de las comunidades sobre los hongos influye en la toma de decisiones sobre el manejo forestal.
3. Actualizar la lista de especies de hongos silvestres aprovechados de manera tradicional por las distintas comunidades del estado de Michoacán.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

El presente estudio se compone de cuatro capítulos.

CAPÍTULO I. Se describe la selección de los sitios de muestreo. Utilizando herramientas de percepción remota y sistemas de información geográfica, en conjunto con información revisada en literatura especializada sobre parámetros óptimos de producción de esporomas de hongos en bosques de encinos y coníferas. Posteriormente se describe la caracterización de las variables de perturbación, así como las variables bióticas y abióticas medidas como la composición vegetal, propiedades edáficas, temperatura y humedad relativa. A continuación, se describen las comunidades de hongos silvestres en cada una de las comunidades muestreadas, comenzando por la descripción de la metodología utilizada en el estudio de tres años de muestreo, las distintas variables medidas para analizar la disponibilidad y composición de hongos silvestres en cada sitio de muestreo. Y finalmente se comparan las variables abióticas, edáficas, de composición vegetal y perturbación *vs.* la disponibilidad de hongos silvestres entre todos los sitios estudiados durante los tres años.

CAPÍTULO II. Se anexa el artículo de requisito cuya cita completa es: Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A. and Pérez-Salicrup, D. 2018. Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. Publicado en la revista *Agroforestry Systems*. En este se comparó la disponibilidad de hongos silvestres comestibles entre el bosque nativo de encinos-pinos y las plantaciones de *C. lusitanica* en el Parque nacional Insurgente José María Morelos km 23; evidenciando la importancia de las especies nativas de árboles hospederas de ectomicorrizas en la toma de decisiones del manejo forestal y sus consecuentes cambios en el ecosistema.

CAPÍTULO III. Se anexa el artículo cuya cita completa es: Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Pérez-Salicrup, D., Casas, A. and Guevara, M. 2023. Wild edible mushroom knowledge and use in five forest communities in central México. Publicado en la revista *Canadian Journal of Forest Research*. En este artículo se documentan las especies conocidas y utilizadas por cada comunidad estudiada, los nombres que les asignan, las formas de identificar las especies comestibles de las tóxicas, las vías de traspaso del conocimiento tradicional a nuevas generaciones, los volúmenes de extracción y viajes de recolecta por temporada. Aborda también las diferencias entre el conocimiento tradicional en comunidades rurales no originarias en comparación a las originarias de la región, así como la preocupante erosión del conocimiento etnomicológico. Finalmente, se analiza el lugar que tienen los hongos en la toma de decisiones sobre el manejo forestal en cada una de las comunidades estudiadas.

CAPÍTULO IV. Desarrolla la discusión general y las conclusiones de la investigación.

LITERATURA CITADA

- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Vandepitte, L., Hobern, D., Remsen, D., Schalk, P., DeWalt, R. E., Keping, M., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Abbott, J., Adlard, R., Adriaenssens, E. M., Aedo, C., Aescht, E., Akkari, N., et al. 2023. Catalogue of Life Checklist (Version 2023-05-15). Catalogue of Life. <https://doi.org/10.48580/dfs6>
- Dai, Y., Cui, B., Si, J., He, S., Hyde, K., Yuan, H., Liu, X., y Zhou, L. 2015. Dynamics of the worldwide number of fungi with emphasis on fungal diversity in China. *Mycological Progress*. 14(62):1–9.
- Garibay-Orijel, R., Martínez-Ramos, M. y Cifuentes, J. 2009. Disponibilidad de Esporomas De Hongos Comestibles En Los Bosques De Pino-encinos De Ixtlán De Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana De Biodiversidad*. 80: 521–534.
- Kranabetter, J, Friesen, J., Gamiet, S., y Kroeger, P. 2009. Epigeous Fruiting Bodies of Ectomycorrhizal Fungi as Indicators of Soil Fertility and Associated Nitrogen Status of Boreal Forests. *Mycorrhiza* 19 (8): 535–48.

- <https://doi.org/10.1007/s00572-009-0255-0>.
- Martínez-Peña, F. 2003. Producción y aprovechamiento de *Boletus edulis* Bull.: Fr. en un bosque de *Pinus sylvestris* L. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León, 134 pp.
- Mayer, M., Matthews, B., Sandén, H., Katzensteiner, K., Hagedorn, F., Gorfer, M., Berger, H., Berger, T.W., Godbold, D.L. y Rewald, B. 2023. Soil fertility determines whether ectomycorrhizal fungi accelerate or decelerate decomposition in a temperate forest. *New Phytologist*. 239: 325-339. <https://doi.org/10.1111/nph.18930>
- Ortiz, S., Torres-Gómez, M., Benavides, A., Anaya, M., Anglés-Hernández, M., Cerón, A., Cotler, H., Cueto, J., Etchevers, D., Fernández, F., González, J., Guerrero, A., Meneses, M., Miranda, M., Pérez, M., Pulido, L., Reyes-Sánchez, L., Reynoso, V., Saynes, V., Villalobos, V., Prado, B. and Guevara, M. 2023. National Soil Strategy for Sustainable Agriculture (ENASAS): a new systemic approach in Mexico. *European Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.1111/ejss.13395>
- Pérez-Moreno, J., y Read, D. 2004. Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia*. 29(5): 239-247 ISSN: 0378-1844.
- Pettenella, D., and Secco, L. 2006. Small-scale forestry in the Italian Alps: from mass market to territorial marketing. Institute of Technology, Galway, Ireland. pp. 398–408.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2018. Anuario estadístico de la producción forestal. 298.
- Stamets, P. 2019 *Fantastic Fungi*. How mushrooms can heal, shift consciousness and save the planet. Earth Aware Editions. California. 184pp.
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A. y Pérez-Salicrup, D. 2018. Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. *Agroforestry Systems*. 92 (2) 575–588. DOI: 10.1007/s10457-017-0081
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Pérez-Salicrup, D., Casas, A. y Guevara, M. 2023a. Wild edible mushroom knowledge and use in five forest communities in central México. *Canadian Journal of Forest Research*. 53(1): 25-37. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0043>

- Torres-Gómez, M., Gómez-Peralta, M. y Vázquez-Marrufo, G. 2023b. Wild mushroom consumption in the P'urhépecha Plateau at Michoacán, México: social, ethnomycological and nutritional issues. *Journal of Ethnic Foods*. 10, 4. <https://doi.org/10.1186/s42779-023-00169-4>
- Torres-Gómez, M., 2023. Human medicinal mushroom use. En: *Therapeutic mushrooms for Diabetes mellitus. Current evidences and future scope*. Eds. Uzma Azeem y Khalid Rehman Hakeem. Apple Academic Press Inc. 316 pp.
- Weyrich, L., Duchene, S., Soubrier, J. *et al.* Neanderthal behaviour, diet, and disease inferred from ancient DNA in dental calculus. *Nature* **544**, 357–361 (2017). <https://doi.org/10.1038/nature21674>
- Wu, B., Hussain, M., Zhang, W., Stadler, M., Liu, X., y Xiang, M. 2019 Current insights into fungal species diversity and perspective on naming the environmental DNA sequences of fungi. *Mycology*. 7;10(3):127-140.
doi: 10.1080/21501203.2019.1614106. PMID: 31448147; PMCID: PMC6691916.

CAPÍTULO I
CARACTERIZACIÓN DE LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN Y ESTIMACIÓN
DE LA DISPONIBILIDAD DE MACROMICETOS SILVESTRES EN BOSQUES
DE ENCINOS Y CONÍFERAS EN EL PARTEAGUAS DE LA CUENCA DE
CUITZEO

Las actividades humanas son reconocidas como la mayor fuerza modeladora de la biosfera, al menos desde el inicio del Holoceno (Foster *et al.*, 1999). La mayor parte de los cambios que ocurren en los ecosistemas terrestres se deben a la transformación de la cobertura del terreno y la intensificación en el uso de la tierra (Ortiz *et al.*, 2023). Sin embargo, el aprovechamiento forestal ha generado diferentes gradientes de perturbación en los bosques del mundo y particularmente en los bosques de encinos y coníferas de nuestro país (Toledo y Castillo, 1999). Como resultado de este proceso, generalmente se altera la disponibilidad de luz, el microclima, la fertilidad del suelo, e incluso potencialmente los ciclos hidrológicos, entre otros (Mayer *et al.*, 2023). En función de la intensidad y la frecuencia de la perturbación, las comunidades biológicas pueden sufrir efectos inmediatos o a largo plazo, esto es, desde pequeñas modificaciones en su estructura biótica o hasta perder su capacidad de restablecerse (Torres-Gómez *et al.*, 2018; Mayer *et al.*, 2023). Entender las transformaciones causadas por el aprovechamiento forestal y sus consecuencias es de crucial importancia para comprender el cambio de los ecosistemas a nivel local, regional y mundial; así como para manejar y responder a estos cambios y entender la capacidad de carga de los ecosistemas para un manejo adecuado sin perder dramáticamente la diversidad y su funcionalidad (Torres-Gómez *et al.*, 2018).

En México, los bosques de encinos y coníferas son los ecosistemas históricamente más afectados por los asentamientos humanos y por las actividades de producción primaria (agricultura y producción forestal) particularmente en el sistema Neovolcánico Transversal. Esto aparentemente se debe a la fertilidad de suelos, al clima agradable con estaciones marcadas y la buena calidad maderable de sus bosques (SEMARNAT, 2018). Los troncos rectos de madera blanca y relativamente blanda de los pinos siempre ha sido un atractivo debido a su facilidad de aserrío y conversión en tablas, postes, resinas y otros productos. Su explotación para la producción de pulpa de papel es relativamente reciente (siglo XX), pero ha tenido un fuerte impacto en los bosques de pinos del país (Teschke y Demers, 2001). En contraste, los bosques de encinos no han sido tan atractivos para las actividades forestales maderables comerciales, pero han sido tradicionalmente aprovechados como fuente de leña y de carbón para el uso doméstico y comercial en muchas partes del país (Sánchez-González *et al.*, 2008). En México, aproximadamente el 75% de la producción forestal ocurre en bosques de coníferas y encinos (SEMARNAT, 2018), donde se encuentra una importante

diversidad de hongos silvestres fundamentales para el bienestar de los ecosistemas y de las comunidades que los utilizan/aprovechan.

Para evaluar el efecto que diferentes agentes de perturbación pueden tener sobre las comunidades de hongos silvestres, es importante considerar a la perturbación como una variable multifactorial. De esta manera, se pueden contrastar sitios a lo largo de un gradiente de perturbación que integre diferentes agentes de degradación en respuesta a distintas fuentes y variables de forma simultánea.

En el mundo se han descrito cerca de 154,538 especies de hongos (tanto macroscópicos como microscópicos), de las cuales más de 60,000 son macromicetos; y de estas 3,000 son especies comestibles, 400 medicinales y 1,000 tóxicas de las cuales sólo 30 son mortales (Müeller *et al.*, 2007; Bánki *et al.*, 2023). En México se han descrito cerca de 9,000 especies, de las cuales 4,500 son macromicetos; de estas 371 son comestibles, 170 medicinales y 100 tóxicas de las cuales siete son mortales (Moreno-Fuentes y Garibay-Orijel, 2014). De acuerdo a su hábito alimenticio, los hongos silvestres pueden dividirse en tres gremios: (1) los hongos saprobios, que descomponen materia orgánica y compiten con plantas, con otros hongos y microorganismos por los nutrientes del suelo, (2) los hongos parásitos que viven a costa de algún hospedero (animal, vegetal u otra especie de hongo) sin aportar nutrientes a los organismos que hospedan y, finalmente, (3) los hongos micorrízicos, que en el caso de los hongos macroscópicos, se trata de los hongos ectomicorrízicos, los cuales pueden beneficiarse y beneficiar a especies arbóreas y herbáceas a través de interacciones mutualistas. Dentro de estos tres grupos de hongos se incorporan la totalidad de los hongos silvestres comestibles (Pérez-Moreno y Read, 2004). Por ello, es fundamental entender cómo el aprovechamiento forestal y su consecuente perturbación puede alterar la diversidad de especies, servicios ecosistémicos y la disponibilidad de otros Productos Forestales No Maderables (PFNM) potenciales, como lo son los hongos silvestres.

La disponibilidad de los recursos puede definirse como la posibilidad de acceder a éstos y utilizarlos. Para el aprovechamiento de los hongos silvestres, la disponibilidad puede evaluarse en función de variables como la riqueza de especies, la densidad de esporomas, su biomasa, la dominancia y la periodicidad en la que dichos esporomas pueden ser cosechados a lo largo del año (Torres-Gómez *et al.*, 2018). Estas medidas de disponibilidad en su conjunto pueden constituir una estimación de los recursos fúngicos que pueden ser

aprovechados por comunidades rurales y periurbanas marginadas con acceso a sitios con cobertura forestal (Garibay-Orijel *et al.*, 2009).

La diversidad y composición de las comunidades de hongos silvestres responden a la composición de especies vegetales presentes, a su estado sucesional, al tipo de suelo y a variaciones en la temperatura y humedad. Así mismo, están determinadas por interacciones entre el grado de perturbación del sistema, el potencial de colonización de los hongos ectomicorrízicos implicados, así como la competencia y partición de recursos (Dickie y Reich, 2005; Kranabetter *et al.*, 2009).

Existen trabajos que reportan que, en bosques altamente perturbados (modificados), la mayoría de las especies ectomicorrízicas desaparecen (Torres-Gómez *et al.*, 2018). Kropp y Albee (1996) encontraron efectos negativos ocasionados por el adelgazamiento de la cobertura forestal, Ohenoja (1988), encontró que varias especies desaparecieron (principalmente las especies ectomicorrízicas) después del adelgazamiento. Villanueva-Jiménez *et al.* (2006) estudiaron la diversidad de especies del género *Amanita* en dos áreas de bosque de pinos-encinos bajo diferentes formas de manejo silvícola, en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Uno de los sitios era un área protegida con el fin de asegurar la extracción de agua, mientras que el otro era un sitio bajo aprovechamiento forestal maderable. Los resultados mostraron que el sitio protegido presentó mayor diversidad de especies. Aunque el sitio aprovechado presentó una composición de especies arbóreas similar a la del sitio protegido, tuvo una menor producción de esporomas, lo que los autores asociaron con variables presentes en el sitio bajo aprovechamiento, principalmente, una menor densidad de árboles, humedad relativa, compactación del suelo debido a la actividad humana, presencia de contaminantes como el aceite y diésel, y una disminución de la capa de humus. Quiñónez-Martínez (2005) comparó en la Sierra Tarahumara la riqueza y abundancia de hongos ectomicorrízicos en cuatro zonas con diferentes tipos de perturbación, una zona de quema, una de tala, una de regeneración forestal y una sin perturbación aparente del bosque. Encontró que la zona sin perturbación aparente presentó la mayor diversidad y equitatividad de especies, principalmente del género *Amanita*, pero la zona de regeneración presentó la mayor frecuencia de esporomas. Las dos zonas con impacto reciente (de quema y de tala) presentaron los índices más bajos de diversidad. Las especies más comunes se presentaron en la zona sin perturbación aparente y en la de regeneración debido a la mayor

riqueza y afinidad de especies de macromicetos. Torres *et al.* (2018) encontraron en el Parque nacional Insurgente José María Morelos km 23 de Michoacán que la composición de las especies de hongos silvestres comestibles fue modificada significativamente debido a que la mitad del área recreativa fue reforestada con plantaciones monoespecíficas de *Cupressus lusitanica* (especie que no forma asociación micorrízica) en contraste del bosque nativo de pinos y encinos, creando parches de vegetación que difieren del ambiente natural y de algunos PFNM. Dejando claro que distintas prácticas de manejo modifican no sólo el paisaje si no una serie de productos forestales (maderables y no maderables) de suma importancia para el bienestar del ambiente y para la gente que los aprovecha.

Estos patrones nos indican que las poblaciones de hongos en diferentes unidades forestales conformadas por especies similares pueden comportarse de diferente manera por razones asociadas al manejo forestal, perturbaciones, estado sucesional y clima. Por lo tanto, algunas especies de hongos pueden beneficiarse de ciertas perturbaciones mientras que con otras tenderán a disminuir o desaparecer; por ello, es fundamental entender cómo distintas perturbaciones asociadas al aprovechamiento forestal afectan la disponibilidad de los hongos silvestres en los bosques de encinos y coníferas.

Así mismo, existen trabajos que reportan los parámetros óptimos de producción de esporomas en bosques de encinos y pinos. Por ejemplo, Gómez-Hernández *et al.* (2012) mencionan que la mayor producción de esporomas en este tipo de bosques se da entre los 1500 y 2500 msnm, mientras que Bonet *et al.* (2008) mencionan que existe un incremento de esporomas en pendientes de 20 a 30%, y finalmente Zotti y Pautasso (2013) documentan una cantidad superior de esporomas asociada a una mayor retención de humedad en las laderas de exposición norte. Por ello, es fundamental entender cómo el aprovechamiento forestal y su consecuente perturbación puede alterar la diversidad de especies, servicios ecosistémicos y la disponibilidad de otros potenciales productos forestales, como lo son los hongos silvestres.

HIPÓTESIS

La disponibilidad de los hongos silvestres será distinta entre los sitios debido a diferencias entre las variables abióticas, bióticas y de perturbación particulares de cada sitio; así como entre los gremios alimenticios de los hongos (saprobios, parásitos y ectomicorrízicos). Se espera una mayor disponibilidad en los sitios menos perturbados y con mayor diversidad de árboles. En estos sitios se espera encontrar mayor número de especies ectomicorrízicas; así como una menor disponibilidad en los más perturbados y con una mayor dominancia de algunas especies saprobias.

OBJETIVOS

Evaluar el efecto de las distintas variables abióticas, bióticas y de perturbación sobre la disponibilidad de hongos silvestres en la cuenca de Cuitzeo. En particular, (1) identificar y seleccionar los sitios óptimos de producción de esporomas, (2) caracterizar la composición vegetal de los bosques de encinos y coníferas en cinco sitios, (3) caracterizar las variables de temperatura, humedad y las propiedades edáficas de cada uno de los sitios, (4) caracterizar y describir las variables de perturbación, (5) estimar la disponibilidad de hongos silvestres, (6) determinar la relación entre la composición vegetal vs la disponibilidad de hongos silvestres y finalmente (7) determinar cuáles variables inciden mayormente sobre la disponibilidad de hongos silvestres en cada sitio de muestreo.

MÉTODOS

Identificación de los sitios de muestreo

Se obtuvieron imágenes SPOT del 2020 de la cuenca de Cuitzeo y se fusionaron las imágenes multiespectrales con resolución de 10 m y las pancromáticas con un error residual menor al 2.5 con la ayuda del programa ERDAS. Ello permitió obtener una imagen con un contraste cromático de la multiespectral, que mejora la interpretación de los atributos de Cobertura Vegetal y Uso de Suelo (CVUS; Chuvieco, 2008). Posteriormente se hicieron las correcciones del desplazamiento de las imágenes con la capa de vías y comunicaciones de la carta de la zona e14a23 la cual comprende el parteaguas de la Cuenca. Se generaron polígonos de la vegetación (bosques de encinos y coníferas) según su cobertura de dosel (abierto para < 70% y cerrado para > 70%) tomando en cuenta el porcentaje de la superficie

total del suelo cubierto por la proyección vertical de las copas de los árboles (Huynh, 2005) a una escala de 1:20 000. Posteriormente se generó un mapa de curvas de nivel con las cartas e14a23 y e14a24, otro mapa de pendientes, otro de orientación y otro de elevación. Las categorías de los datos espaciales de los CVUS (Bosque de pino, bosque de encino, vegetación arbustiva, área abierta, agropecuario, superficie de agua, localidades y vías de comunicación) se reclasificaron, generando mapas de clases de cada capa. A los mapas de clases, se les asignaron valores de ponderación en términos de su eficiencia en la identificación de sitios potenciales de muestreo. Todos los mapas de clases se fusionaron y disolvieron en uno, en el cual se seleccionaron los criterios, los cuales se identificaron con base a parámetros reportados para la óptima producción de esporomas en bosques de encinos y coníferas según Gómez-Hernández *et al.*, 2012; Bonet *et al.*, 2008 y Zotti y Pautasso, 2013. Estos criterios fueron los sitios con una altitud de 1500 a 2500 msnm, pendientes de 20 a 30% y orientación norte, noreste y noroeste. De los polígonos de sitios aptos se seleccionaron los cinco con mayor superficie (de 11.55 a 12.50 hectáreas cada uno; Tabla 1).

Variables abióticas

Temperatura y Humedad relativa

Se midieron las variables abióticas (temperatura y humedad relativa) por medio de sensores HOBO en los años 2014, 2015 y 2016, tomando las medidas cada hora durante las 18 semanas de cada año en cada uno de los sitios.

Suelos

Los suelos son un factor determinante en la distribución y abundancia de las especies de hongos (Dickie y Reich, 2005). Para determinar las características físicas y químicas de los suelos se extrajeron dos muestras de suelo de los primeros 30 cm de profundidad del suelo en cada área de muestreo (10 muestras en total). Las muestras fueron llevadas al Instituto Tecnológico del Valle de Morelia para la determinación de las propiedades físicas y químicas como porcentaje de arcilla, porcentaje de limo, porcentaje de arenas, porcentaje de saturación, capacidad de campo, punto de marchitamiento permanente (P.M.P.), densidad aparente, densidad real, porcentaje de poros y humedad aprovechable. Las propiedades químicas analizadas fueron: pH en agua, pH en solución, materia orgánica, N orgánico, N

amoniacal, K, Ca, Mg, carbonatos, y N mineral. También se midieron los cationes intercambiables K, Ca, Mg, porcentaje de K intercambiable, porcentaje de Ca intercambiable, porcentaje de Mg intercambiable, P, capacidad de intercambio de cationes y conductividad eléctrica.

Caracterización de perturbaciones

En cada sitio se habló y acordó con los encargados del orden (jefes ejidatarios, dueños de predios, etc.) para realizar el estudio, posteriormente, se elaboró una encuesta sobre la historia del lugar y del aprovechamiento forestal de cada sitio. Después se visitaron los sitios para una validación *in situ* debido a que para medir la perturbación como una variable multifactorial se utilizaron diferentes variables como, el número de tocones en 1.8 ha en cada sitio de muestreo, el número de árboles con cicatrices asociadas a las actividades humanas, número de heces de ganado, la compactación del suelo por medio de un penetrómetro, la distancia entre los sitios de muestreo y los caminos cercanos, así como los árboles resinados por hectárea y la extracción de madera si es el caso (Rzedowski, 1996).

Variables bióticas

Composición vegetal

Se realizaron 20 transectos aleatorios de 50 x 20 m en cada sitio donde se contabilizaron todos los árboles que tuvieran un DAP ≥ 5 cm por medio de forcípulas graduadas, se midió la altura por medio de un hipsómetro de escala y la cobertura de cada individuo (cintas métricas) para obtener la dominancia de árboles con base en la densidad absoluta y relativa, la frecuencia absoluta y relativa y el área basal para obtener el valor de importancia ecológica (VIE).

Disponibilidad de hongos

Una vez identificados los sitios de muestreo, se procedió a sobreponer una cuadrícula sobre la cual se establecieron transectos aleatorios de 50 x 20 m dentro de cada sitio de muestreo. Cada sitio se visitó una vez por semana durante la temporada de lluvias (jun-oct) de los años 2014, 2015 y 2016. En cada visita se instaló un transecto aleatorio, donde se contabilizó el

número de especies, el número de esporomas, el peso fresco de los esporomas, así como la distribución espacial y temporal de los esporomas.

Se estimó la disponibilidad total de macromicetos silvestres con base en la riqueza de especies (número de especies), la densidad de esporomas (número de individuos de la misma especie), biomasa de los esporomas (peso fresco) y disponibilidad temporal (permanencia en el tiempo). Se clasificaron las especies según su hábito alimenticio en total y entre los sitios, así como su funcionalidad también (comestibles, medicinales y tóxicas).

Se generó una tabla con el número de especies compartidas en los cinco sitios de muestreo y especies únicas.

Se generaron dos gráficas AMIBA para poder observar las diferencias de la disponibilidad de hongos silvestres encada sitio. En donde los datos se homogeneizaron de 0 a 100%.

ANÁLISIS DE DATOS

Variables abióticas

Temperatura y Humedad

Se estimaron los promedios de la temperatura y de la humedad relativa de cada una de las 18 semanas de muestreo en cada uno de los tres años de cada uno de los cinco sitios del estudio. Posteriormente se analizó la temperatura y humedad por medio de un análisis de componentes principales (PCA) entre los cinco sitios y otro agrupando las variables entre años de muestreo utilizando el programa RStudio Project 2021.09.1+372 (paquetes: FactoMineR, FactoInvestigate). La consola R Project realiza automáticamente el ordenamiento de datos, centrando la media de todas las variables en 0 para reducir los efectos que datos heterogéneos pueden tener sobre los análisis y resultados.

Suelos

Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) para entender cuáles variables de las propiedades edáficas de los cinco sitios explican la variación de los datos. Posteriormente se utilizó otro PCA para observar las similitudes y correlaciones positivas y negativas de cada sitio.

Caracterización de perturbaciones

Gráfica multifactorial

Para describir la intensidad de las perturbaciones de forma integrada al conjunto de variables que evalúan las diferentes variables de perturbación de los bosques de encinos y coníferas en la cuenca de Cuitzeo, se elaboró una gráfica tipo AMIBA (Maser *et al.*, 2001). En este método se utiliza un diagrama radial donde cada variable se coloca en un eje separado con sus respectivas unidades. De esta manera se pretende caracterizar los diferentes niveles o gradientes de perturbación de los bosques de encinos y coníferas en la zona del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo asociados al aprovechamiento forestal de cada sitio.

Después se llevó a cabo un PCA para entender cuáles variables de perturbación influyen más en los cinco sitios de muestreo.

Variables bióticas

Composición vegetal

Se obtuvo el valor de importancia ecológica (VIE) con la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa de cada una de las especies de árboles en cada uno de los cinco sitios y posteriormente se compararon por medio de curvas de dominancia de las especies de los valores del VIE. El índice de valor de importancia define cuáles de las especies presentes contribuyen en el carácter y estructura de un ecosistema (Wilkinson y Hill, 1994).

Disponibilidad de hongos

Se utilizó una prueba X^2 para observar si existe o no relación entre los gremios de los hongos y los sitios de muestreo.

Se utilizó un análisis PCA con el programa RStudio Project 2021.09.1+372 (paquetes: FactoMineR, FactoInvestigate, ggpubr, factoextra, corrplot, cluster) para observar las diferencias entre la disponibilidad de cada sitio y para definir cuáles variables inciden sobre la disponibilidad de hongos silvestres, utilizando las 31 variables edáficas, temperatura, humedad, composición vegetal y las variables de perturbación.

Se utilizó un análisis de regresión lineal con el programa RStudio Project 2021.09.1+372 (pacman, randomForest, DataExplorer, ROCR, ggplot2) usando el algoritmo

Random Forest de machine learning para definir cuales de las variables explicativas (abióticas, bióticas, edáficas y de perturbación afectan más a la disponibilidad de hongos silvestres.

RESULTADOS

Identificación de los sitios de muestreo

Se seleccionaron cinco polígonos con mayor superficie de bosque con los parámetros óptimos de producción de esporomas (Tabla 1, figura 1). Todos ellos se localizan a lo largo del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo y corresponden a cuatro municipios del estado. Al interpretar la cobertura de dosel de los sitios, se encontró que tres de ellos tienen una cobertura de dosel abierto y dos con dosel cerrado.

Tabla 1. Sitios de muestreo. La superficie representa el polígono de bosque y no el de la comunidad.

Sitio	Superficie hectáreas	Localidad	Cobertura de dosel	Altitud m.s.n.m.
Las Peras	12.50	Indaparapeo	Cerrado	2,500
Las Mesas	12.41	Charo	Cerrado	2,225
Agua Escondida	12.32	Morelia	Abierto	2,354
Las Huertas	11.68	Indaparapeo	Abierto	2,137
El Tren Peñuelas	11.55	Hidalgo	Abierto	2,361

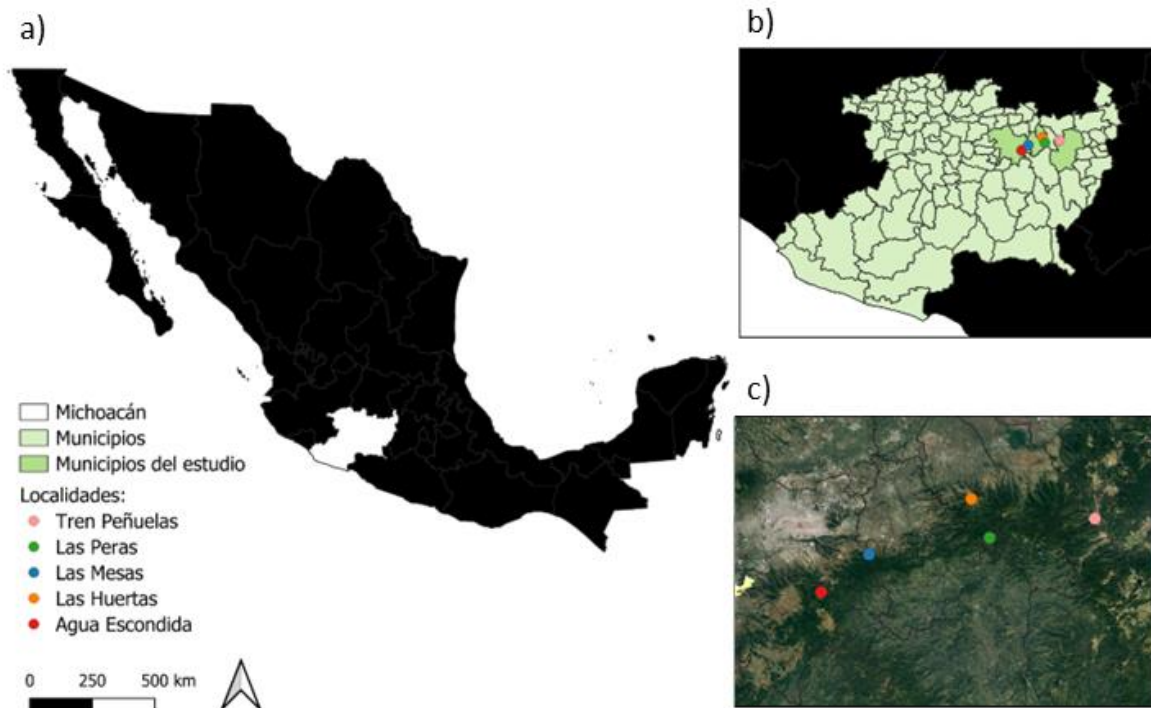


Figura 1. Localización de los cinco sitios de muestreo; (a) México, (b) Michoacán, (c) sitios de muestreo; 1 = Agua Escondida, 2 = Las Mesas, 3 = Las Huertas, 4 = Las Peras y 5 = Tren Peñuelas.

Variabes abióticas

Temperatura y humedad

La temperatura mostró un rango de promedios entre 15.34 y 15.51°C en los sitios 1, 2, 4 y 5, respectivamente durante los tres años de muestreo. El sitio 3 tuvo un rango de promedios de 17.01 a 17.3°C (Figura 2) en los tres años de muestreo. El año 2015 fue el que presentó una mayor temperatura en los cinco sitios.

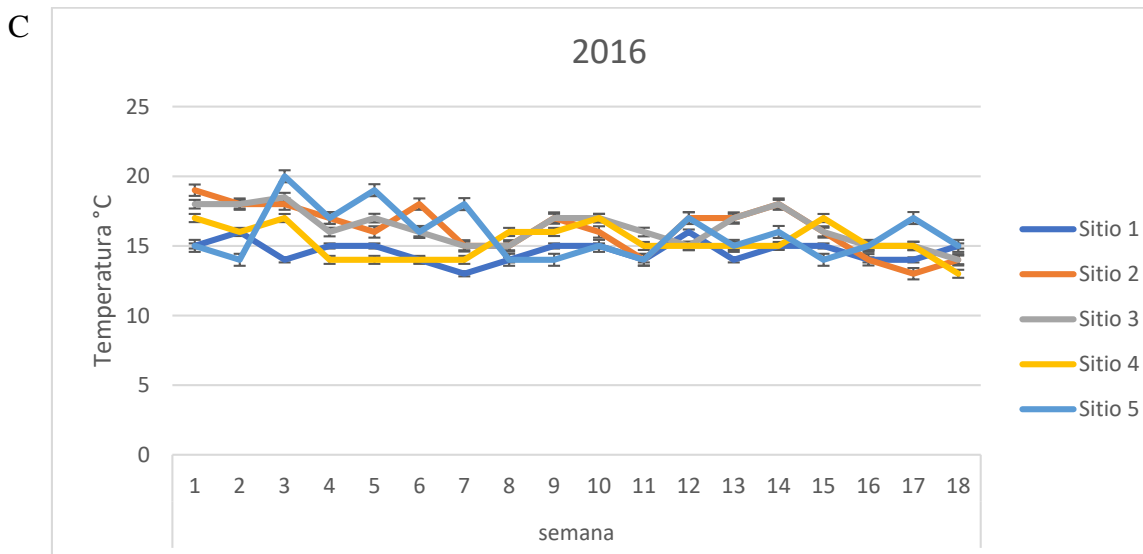
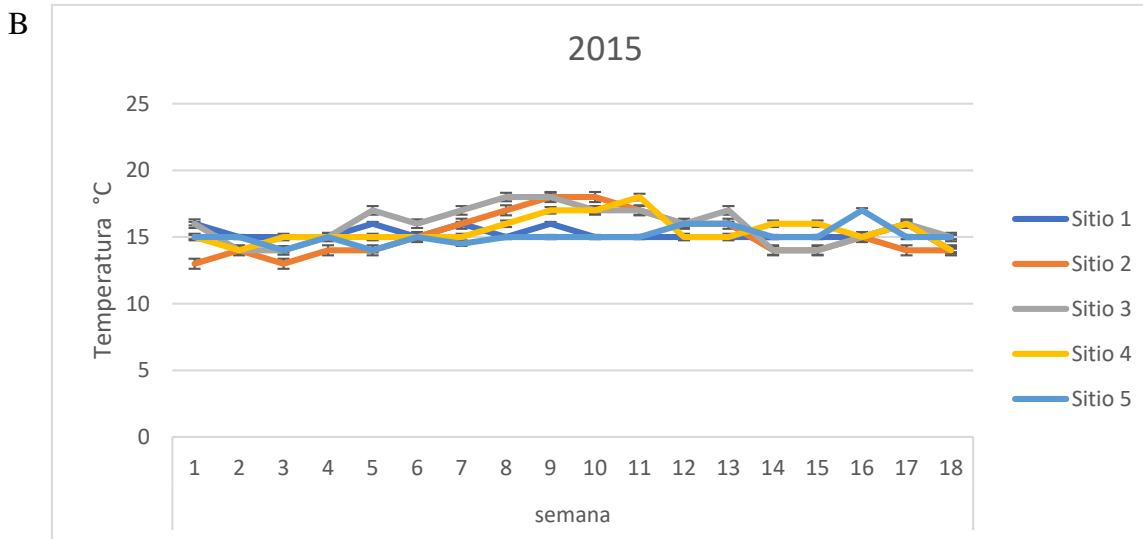
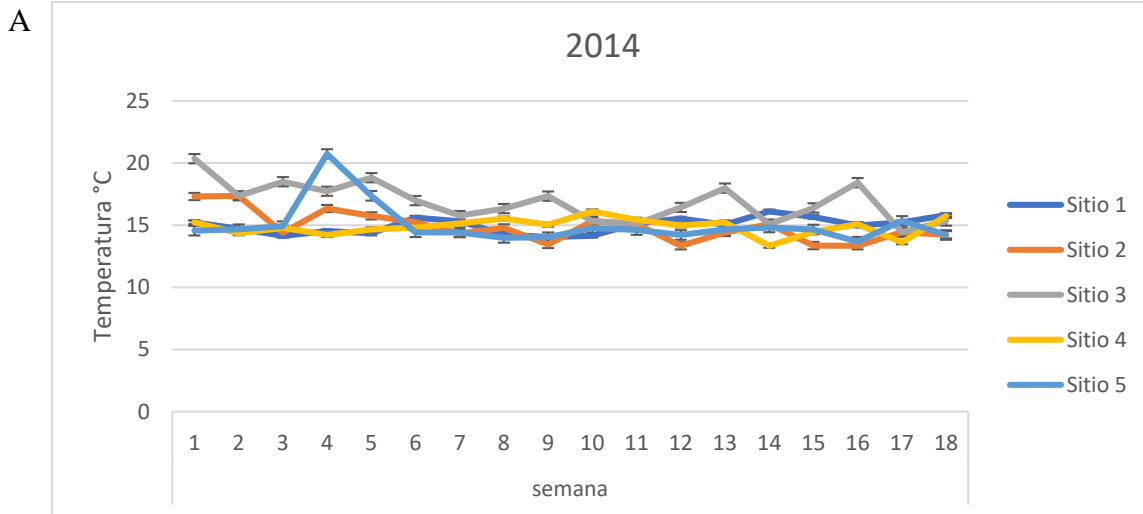
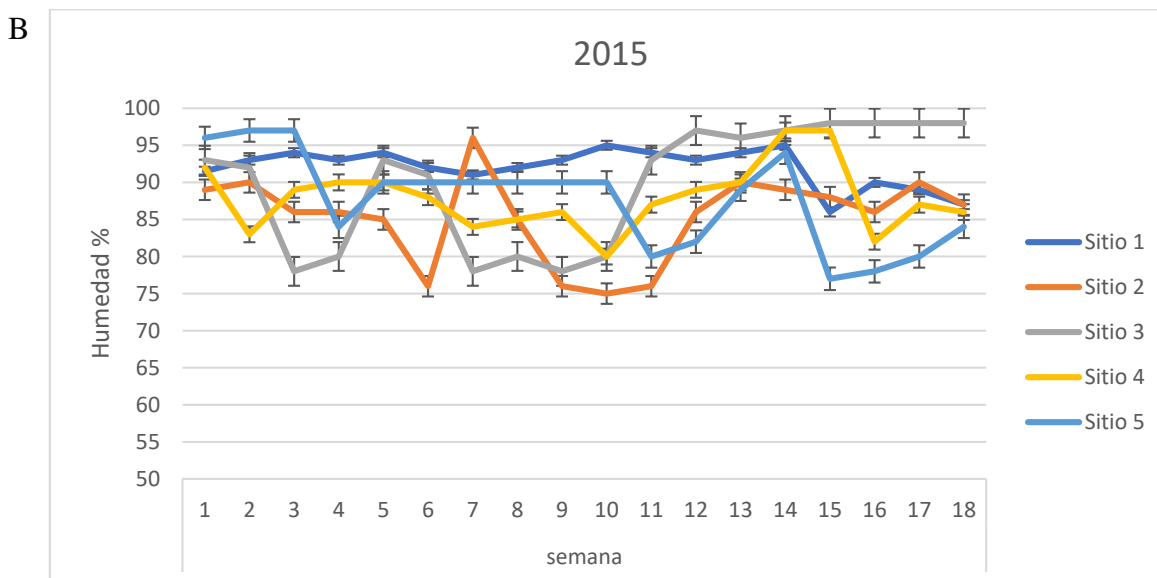
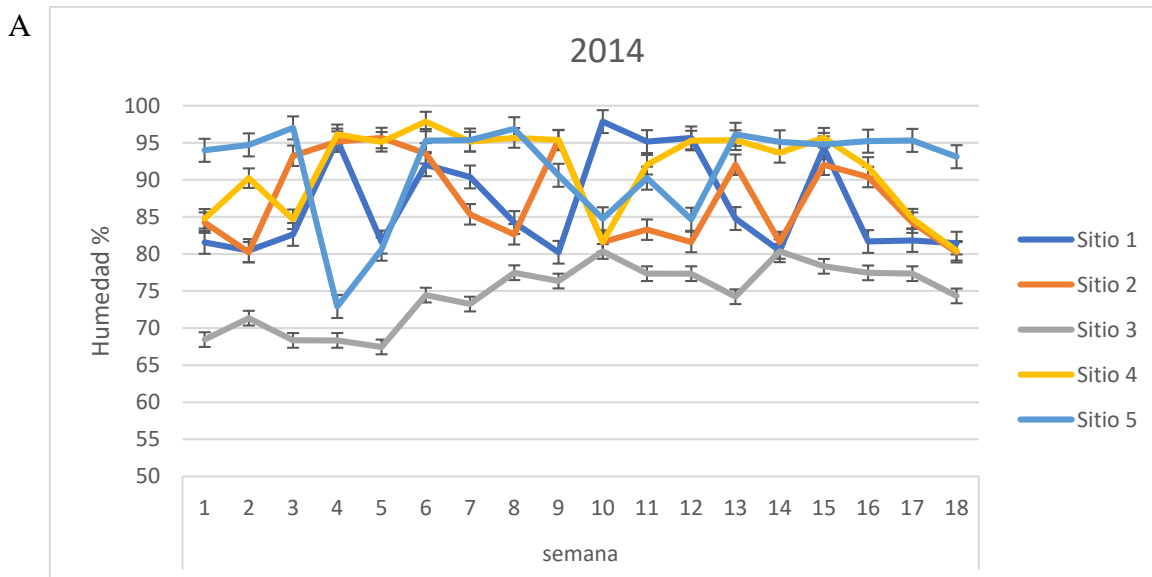


Figura 2. Promedios semanales de la temperatura durante las 18 semanas muestreo en los tres años de estudio (A, B y C); Sitio 1 = Agua Escondida, 2 = Las Mesas, 3 = Las Huertas, 4 = Las Peras y 5 = El Tren Peñuelas.

La humedad relativa en los sitios 1, 2, 4 y 5 se mantuvo en promedio en 90.31%, mientras que en el sitio 3 se mantuvo en 80.22% (Figura 3).



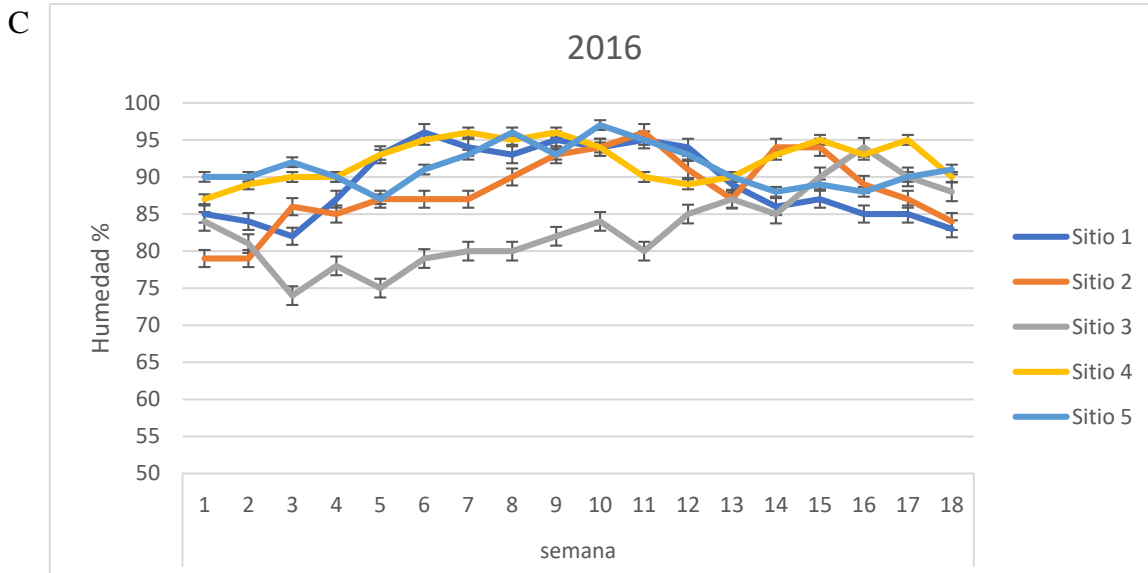
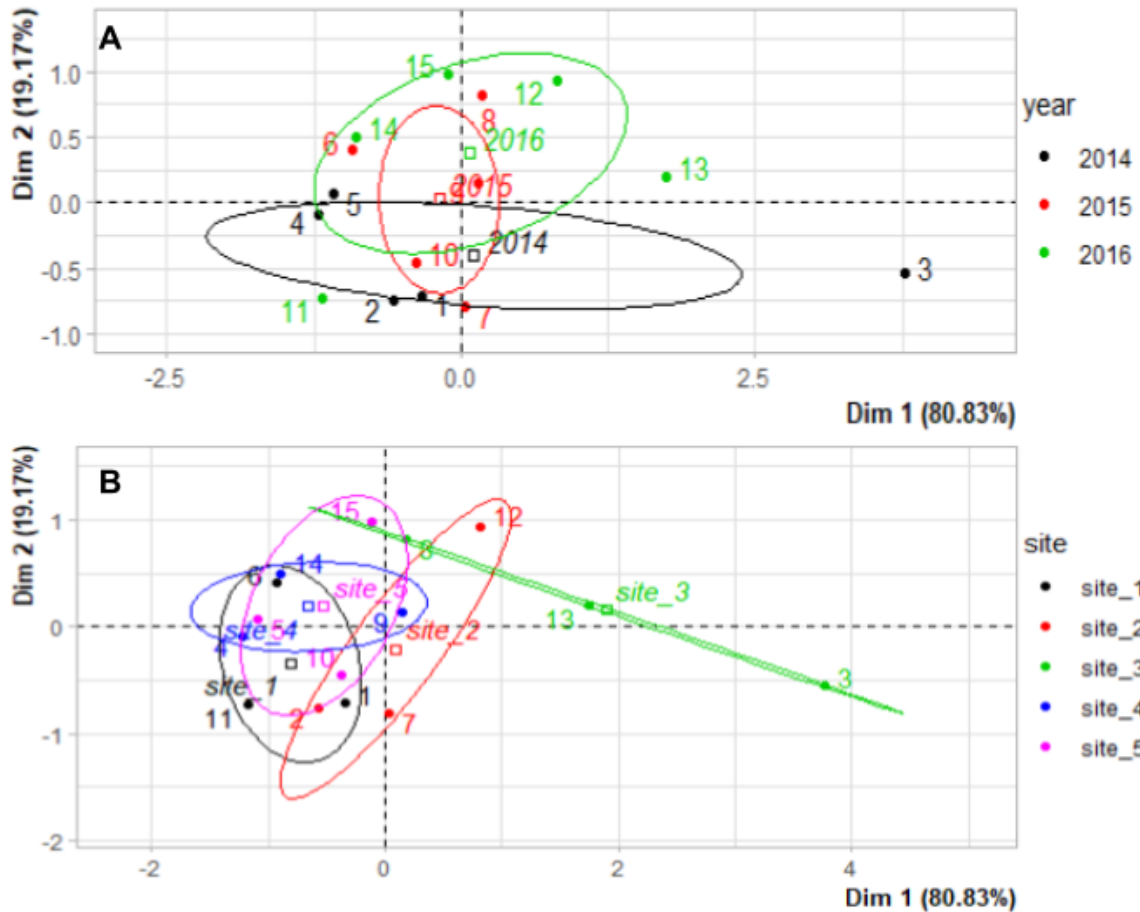


Figura 3. Promedios semanales de la humedad relativa durante las 18 semanas muestreo en los tres años de estudio (A, B y C); Sitio 1 = Agua Escondida, 2 = Las Mesas, 3 = Las Huertas, 4 = Las Peras y 5 = El Tren Peñuelas.

Cuando analizamos la temperatura y la humedad por año encontramos una correlación negativa ($R = -0.62$) y significativa al 95% de confianza ($p = 0.014$). Se puede observar que en el sitio 3 la tendencia negativa es más pronunciada (Figura 4).



Eigenvalues

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4
Variance	1.618	1.181	1.000	0.201
% of var.	40.453	29.527	24.993	5.027
Cumulative % of var.	40.453	69.980	94.973	100.000

Figura 4. Análisis de componentes principales (PCA) usando el año como variable agrupadora (A), donde se muestra que la humedad fue menor y la temperatura mayor en el año 2015 en comparación a los otros años. Y otro PCA usando el sitio como variable agrupadora (B), donde se muestra una correlación negativa para el sitio 3 ($R = -0.62$; $p = 0.014$) y otro PCA Year = año (A) y Site = sitio (B).

Suelos

De los parámetros físicos y químicos analizados (Tabla 2) se encontraron niveles bajos de Ca y N en algunos sitios como el 3 y 4; 2 y 4, respectivamente, esto resalta debido a que estos elementos son fundamentales para el establecimiento y salud del micelio (Dickie y Reich,

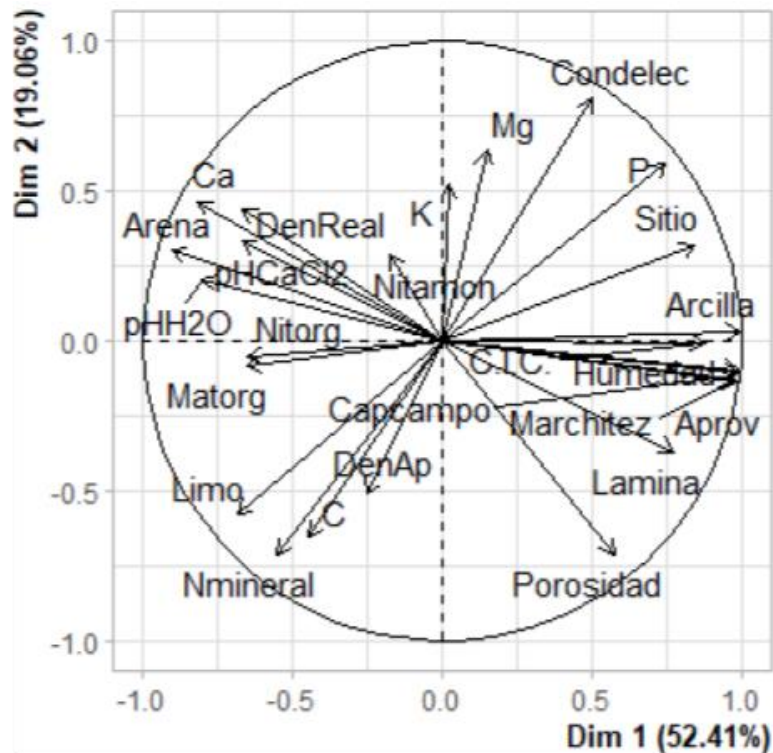
2005), así como niveles altos de P para sitios 4 y 5 y un porcentaje bajo de porosidad en el sitio 3.

Tabla 2. Valores de los análisis de los suelos. Donde: F = Franco, F-A = Franco-Arcilloso, P = Pesado, M = Mediano.

Análisis físicos	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5
% Arcilla	6	9	19	24	20
% Limo	31	26	29	22	25
% Arena	63	65	52	54	55
Clase	F-A	F	F-A	A	F-A
% Saturación humedad	17.5	18	31	34	29.5
Capacidad de campo	9.5	10.5	18	19.5	17
Punto de marchitez	5.5	5.5	10	10.5	9.5
Lámina de riego	2.9	3.2	5.4	6.15	3
Densidad Aparente	1.465	1.54	1.515	1.485	0.885
Densidad Real	3.47	5.835	0.415	-0.42	5
% Porosidad	58.6	47.1	22.75	71.75	82.35
Análisis químicos					
pH agua	6.05	5.45	5.2	5.25	5.4
pH CaCl ₂	5.3	4.6	4.4	4.5	4.8
Conductividad eléctrica dS/m	0.1	0.1	0.05	0.2	0.15
% Materia orgánica	6.1	6.6	6.15	5.7	6.2
Nitrógeno orgánico (kg/ha)	152.25	164	153.05	141.65	155.6
Nitrógeno amoniacal (ppm)	1.3	2.5	1.3	1.9	1.3
Cationes intercambiables (meq/100g)					

P	2138.5	2376	2455.5	3564.5	3960
K	188	321.5	208.5	206	399
Ca	5000	4125	2875	3250	4000
Mg	1200	675	525	1350	945
Carbonatos	521	810.5	953	5.5	521
Nitrógeno mineral	75.5	46	70.5	32	37.5
Elementos menores					
C.I.C. (meq/100g)	13.4	14.95	16.1	16.1	16.45

Al realizar el análisis de componentes principales (PCA) de las variables edáficas en cada uno de los sitios podemos observar los factores que tienen mayor influencia sobre los sitios (Figura 5). Las dos primeras dimensiones de análisis expresan el 71.47% de la inercia total del conjunto de datos; es decir, la variabilidad total del primer plano. Este porcentaje es alto y por lo tanto el primer plano representa una parte importante de la variabilidad de los datos. Este valor es mayor que el valor de referencia que equivale al 71.08%, por lo que la variabilidad explicada por este plano es significativa (el valor de referencia es el cuantil 0.95 de la distribución de porcentajes de inercia obtenido al simular 978 tablas de datos de tamaño equivalente con base a una distribución normal).



Eigenvalues

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4
Variance	13.102	4.766	4.427	2.705
% of var.	52.407	19.063	17.709	10.821
Cumulative % of var.	52.407	71.470	89.179	100.000

Figura 5. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables edáficas de cada uno de los cinco sitios de muestreo y sus eigenvalores.

Al llevar a cabo este análisis agrupando las variables edáficas en cada sitio (Figura 6) se puede observar que en el lado izquierdo se agrupan los sitios 1 y 2, que son más similares entre sí y los cuales presentan una relación positiva con la arena, Ca y densidad real. Los sitios 4 y 5 son más similares entre sí y presentan relación positiva con variables como Mg, P, arcilla y conductividad eléctrica. Mientras que el sitio 3 es el menos similar con respecto a los otros 4 sitios y presenta una mayor influencia negativa de la porosidad y altos niveles de compactación del suelo. Las variables que explican principalmente la dimensión 1 y están sumamente correlacionadas son: arcilla, humedad aprovechable, capacidad de campo y punto de marchitez (correlación: 0.99, 0.98, 0.98 y 0.96 respectivamente).

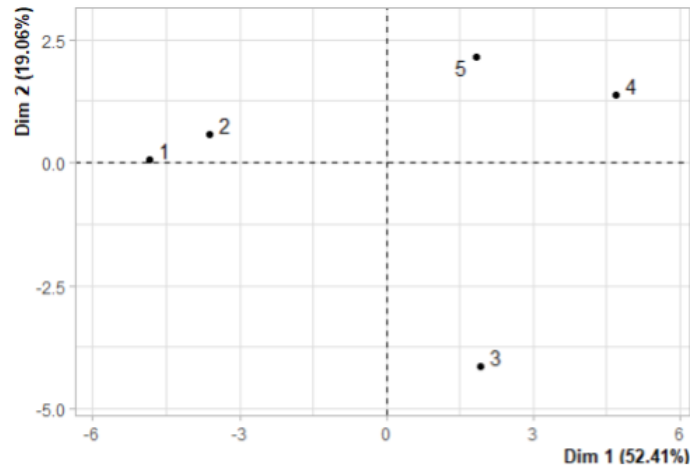


Figura 6. PCA de agrupamiento de similitudes de cada uno de los sitios.

Caracterización de perturbaciones

La caracterización de las perturbaciones (tocones encontrados, marcas de machetazos, marcas de resinación, caminos cercanos, heces de ganado, extracción de madera y compactación del suelo) nos mostró que cada agente de perturbación se manifiesta bajo diferentes intensidades entre los sitios y que la historia de aprovechamiento forestal en cada sitio ha (Tabla 3). De acuerdo al tamaño de área de los polígonos de la gráfica de AMIBA, el sitio con mayor impacto de las perturbaciones es el sitio 2, seguido del sitio 1, luego el 3, posteriormente el 5 y finalmente el 4 (Figura 7).

Tabla 3. Valores de cada tipo de perturbación medida *in situ* para cada sitio muestreado.

Perturbación	sitio 1	sitio 2	sitio 3	sitio 4	sitio 5
Tocones/ha	29	93	2.5	6.5	15.5
Machetazos/ha	55	65	10	0.5	8
Resinado/ha	54	40	63	0	70
Caminos/ha	2	3	1	0	0
Rastro animal/ha	84	0	0	0	0
Compactación del suelo (pasc)	375380.83	368358.4	674153.33	364527.99	539769.55
Extracción de madera (m³)	0	800	0	30	0

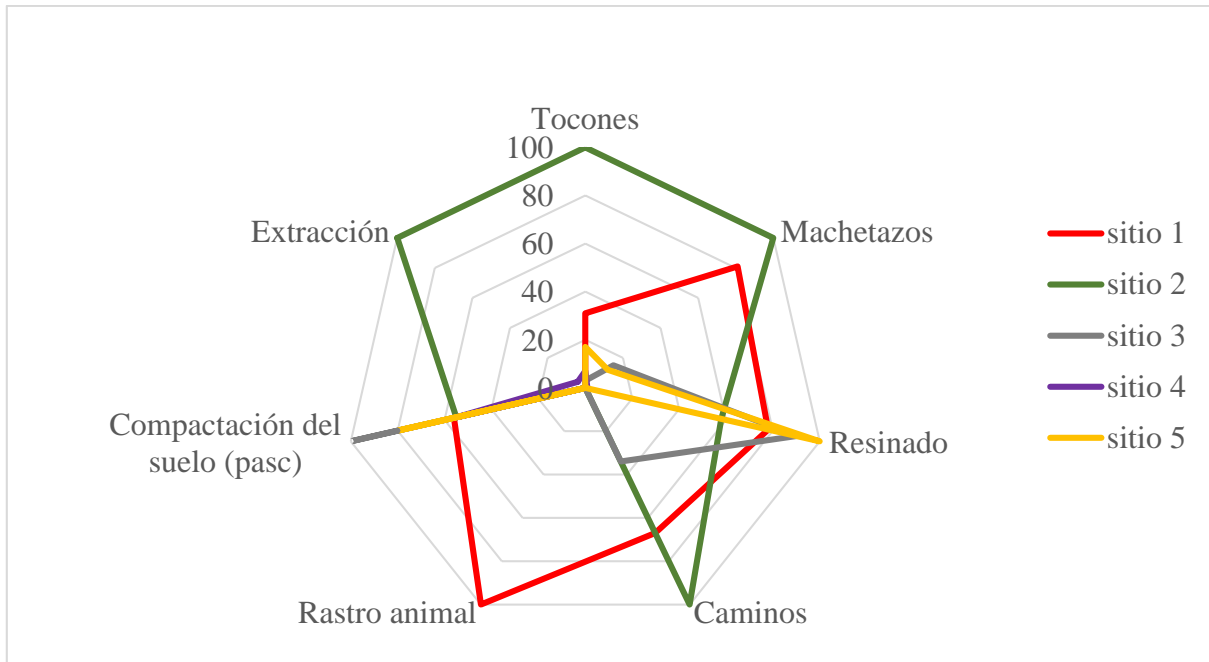
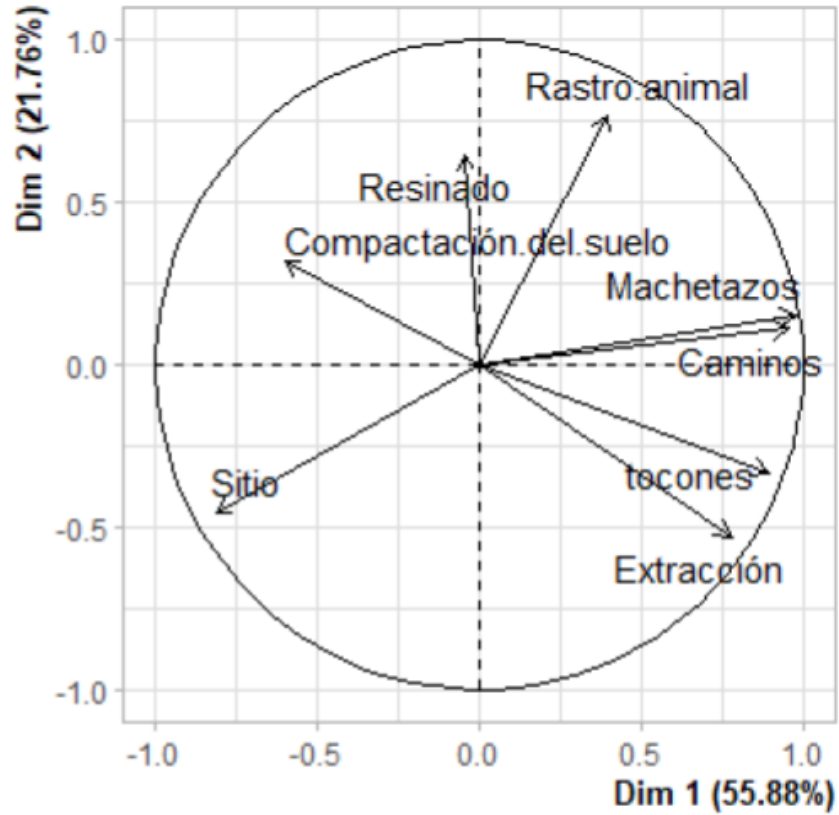


Figura 7. Gráfica de AMIBA que representa los siete indicadores de perturbación validados *in situ* en cada una de las comunidades estudiadas.

Al realizar el análisis de componentes principales (PCA) de las variables de perturbaciones en cada uno de los sitios podemos observar los factores que tienen mayor influencia sobre los sitios (Figura 8). En el lado izquierdo podemos observar que los sitios 1 y 2 están fuertemente influenciados negativamente por variables como tocones y extracción. El sitio 3 se ve afectado principalmente por la resinación y la compactación de suelo; mientras que los sitios 4 y 5 son los menos afectados por las perturbaciones antrópicas. Las dos primeras dimensiones de análisis expresan el 69.02% de la inercia total del conjunto de datos. Este porcentaje es alto y por lo tanto el primer plano representa una parte importante de la variabilidad de los datos.



Eigenvalues

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4
Variance	4.471	1.741	1.454	0.335
% of var.	55.883	21.764	18.172	4.181
Cumulative % of var.	55.883	77.647	95.819	100.000

Figura 8. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables de perturbación en cada uno de los cinco sitios de muestreo y sus eigenvalores.

Variables bióticas

Composición vegetal

La mayor riqueza de especies de árboles se obtuvo en los sitios 1 y 4 con 10 especies cada uno, seguido del sitio 5 con nueve, mientras que los sitio 2 y 3 tienen cinco especies cada uno (Figura 9), con un total de 18 especies en los cinco sitios (Tabla 4).

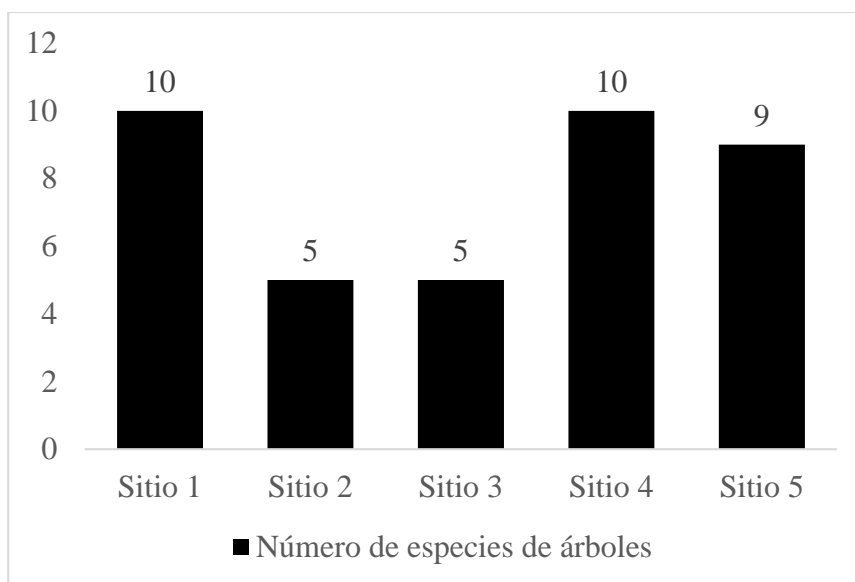


Figura 9. Riqueza de especies de árboles en cada sitio de muestro.

Tabla 4. Diversidad arbórea en cada uno de los sitios.

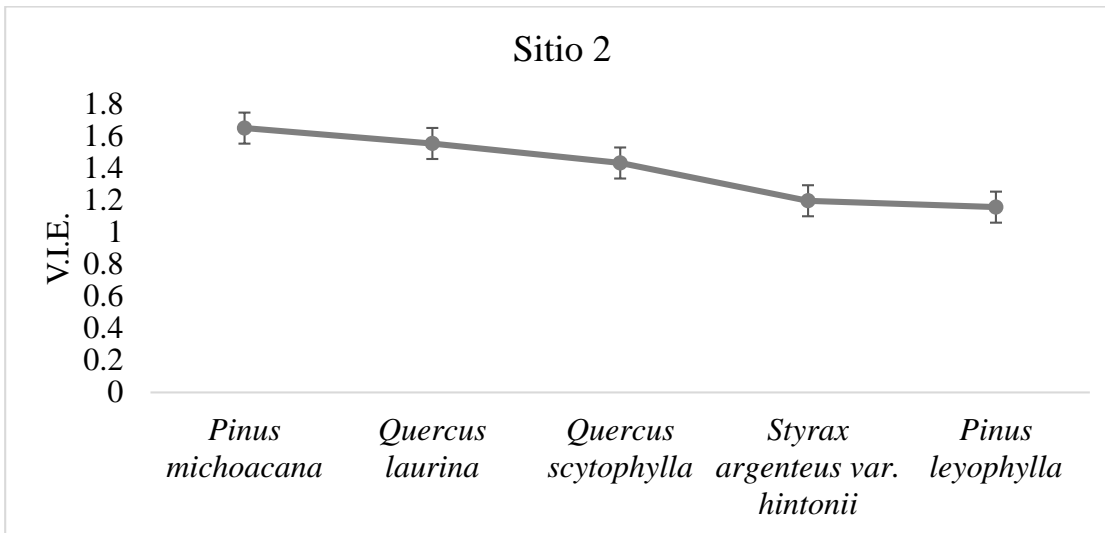
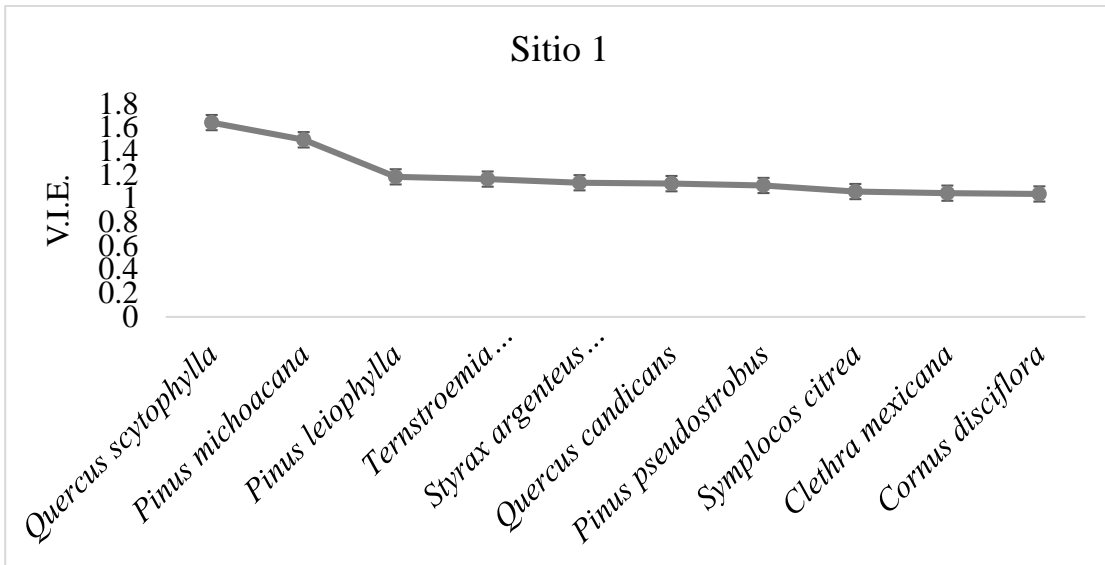
Especies	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5
<i>Abies religiosa</i>				x	x
<i>Arbutus xalapensis</i>				x	
<i>Clethra mexicana</i>	x				x
<i>Cornus disciflora</i>	x				
<i>Cupressus lusitanica</i>				x	
<i>Pinus hartwegii</i>			x		x
<i>Pinus lawsonii</i>				x	
<i>Pinus leiophylla</i>	x	x			x
<i>Pinus michoacana</i>	x	x	x	x	
<i>Pinus pseudostrobus</i>	x		x		x
<i>Quercus candicans</i>	x				
<i>Quercus castanea</i>			x	x	
<i>Quercus laeta</i>			x	x	x
<i>Quercus laurina</i>		x		x	x
<i>Quercus scytophylla</i>	x	x		x	
<i>Styrax argenteus</i> var. <i>hintonii</i>	x	x		x	x
<i>Symplocus citrea</i>	x				x
<i>Ternstroemia lineata</i> subsp. <i>lineata</i>	x				

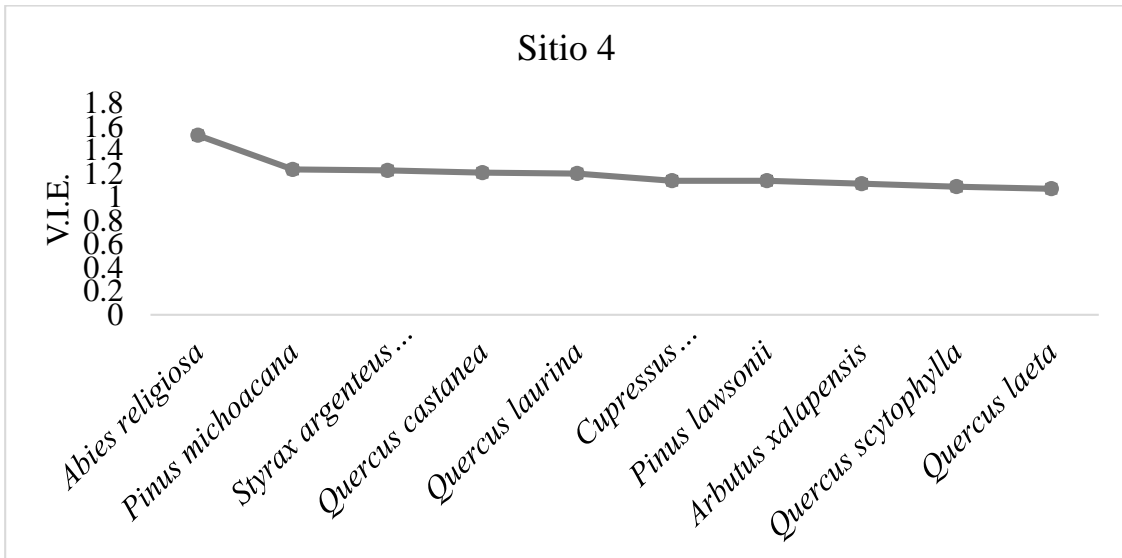
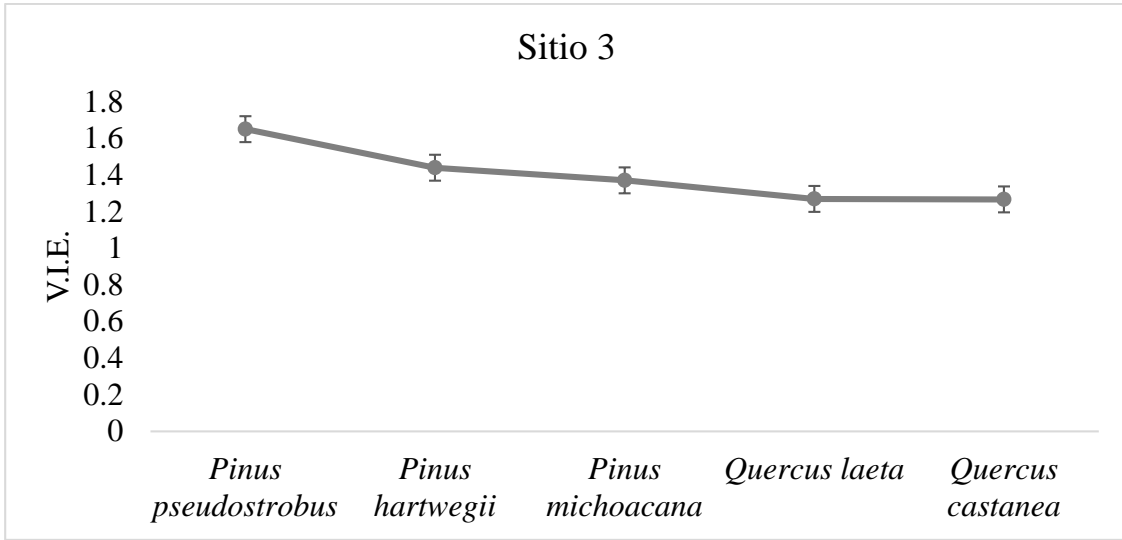
Valor de importancia ecológica

La dominancia de especies fue heterogénea entre los cinco sitios (Tabla 5). El sitio 1 fue dominado por *Quercus scytophylla* seguido de *Pinus michoacana*; en el sitio 2 por *Pinus michoacana* seguido de *Quercus laurina*; en el sitio 3 por *Pinus pseudostrobus* seguido de *Pinus hartwegii*; en el sitio 4 por *Abies religiosa* seguido por *Pinus michoacana*; y en el sitio 5 por *Abies religiosa* seguido por *Pinus leiophylla* (Figura 10).

Tabla 5. Lista del valor de importancia ecológica de las especies de árboles en cada uno de los sitios.

Especies	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5
<i>Abies religiosa</i>				1.528	1.54
<i>Arbutus xalapensis</i>				1.116	
<i>Clethra mexicana</i>	1.045				1.092
<i>Cornus disciflora</i>	1.038				
<i>Cupressus lusitanica</i>				1.141	
<i>Pinus hartwegii</i>			1.44		1.182
<i>Pinus lawsonii</i>				1.141	
<i>Pinus leiophylla</i>	1.183	1.158			1.459
<i>Pinus michoacana</i>	1.496	1.652	1.371	1.237	
<i>Pinus pseudostrobus</i>	1.11		1.651		1.225
<i>Quercus candicans</i>	1.126				
<i>Quercus castanea</i>			1.267	1.21	
<i>Quercus laeta</i>			1.269	1.073	1.212
<i>Quercus laurina</i>		1.556		1.203	1.181
<i>Quercus scytophylla</i>	1.642	1.434		1.091	
<i>Styrax argenteus</i> var. <i>hintonii</i>	1.133	1.198		1.229	1.073
<i>Symplocus citrea</i>	1.059				1.032
<i>Ternstroemia lineata</i> subsp. <i>lineata</i>	1.164				





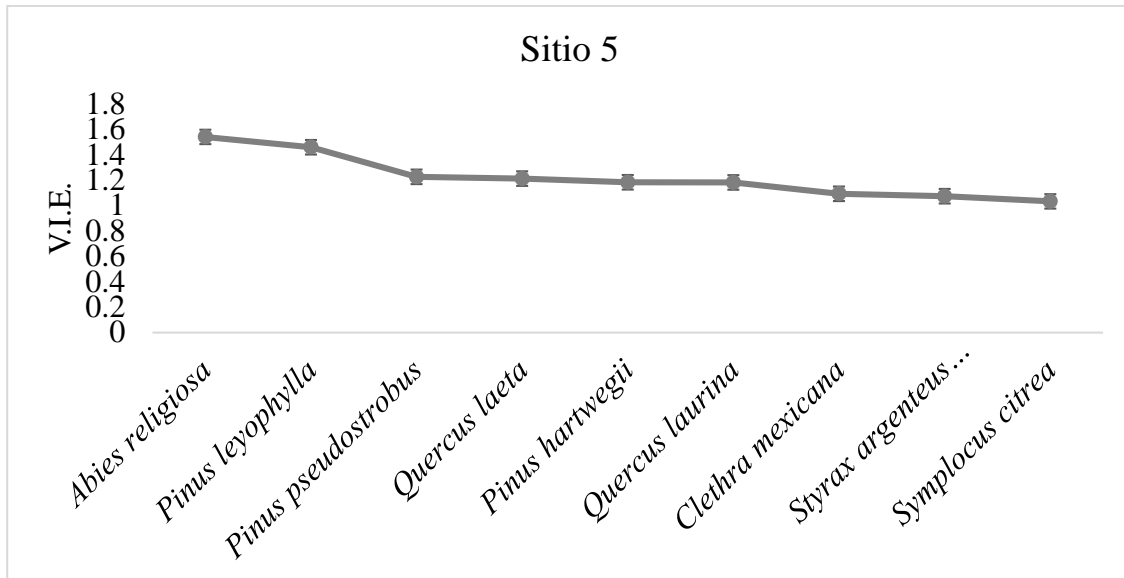


Figura 10. Curva del valor de importancia ecológica (VIE) de las especies arbóreas en cada uno de los cinco sitios de muestreo.

Disponibilidad de hongos

Se muestrearon 1.8 hectáreas en cada sitio por año, sumando 5.4 hectáreas en cada sitio durante los tres años, representando 45% de la superficie del polígono forestal apto y sumando un total de 27 hectáreas muestreadas en los tres años.

Riqueza de especies

La riqueza de especies fue de 208 especies en total en los cinco sitios durante los tres años de muestreo, correspondientes a 106 géneros. De éstas, 152 especies fueron encontradas en el año 2014, representando el 73% del total de especies; 26 nuevos registros se recolectaron en 2015 y 30 nuevos en 2016 (Figura 11).

Porcentaje acumulativo de las especies encontradas cada año

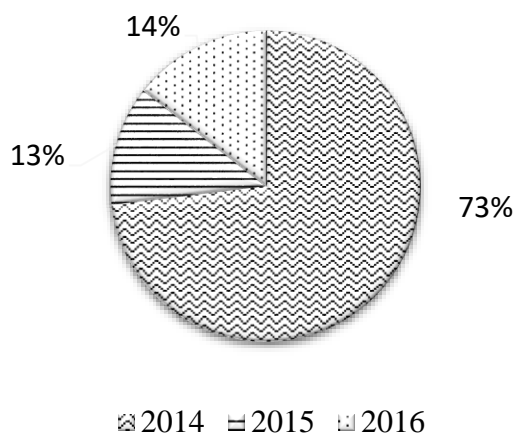


Figura 11. Porcentaje de la riqueza de especies de hongos en cada año de muestreo (2014-2016) en el parteaguas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.

El sitio con mayor número de especies fue el 5 con 92, seguido del 4 con 89, el sitio 2 con 70, sitio 1 con 60 y finalmente el sitio 3 con 24 especies (Figura 12).

Del total de especies se recolectaron 101 especies reportadas como comestibles y 15 reportadas como tóxicas (Tabla 6 y 7).

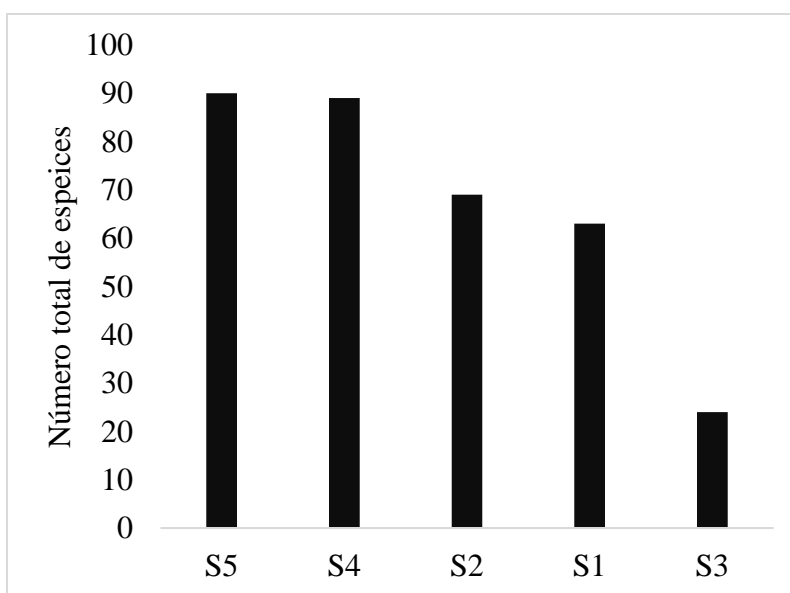


Figura 12. Número de especies encontradas en cada sitio de muestreo.

Tabla 6. Especies comestibles en casa sitio de muestreo.

Especies comestibles	S1	S2	S3	S4	S5
<i>Agaricus aff. moelleroides</i>	0	0	0	X	0
<i>Agaricus augustus</i>	0	X	0	0	0
<i>Agaricus subrufescens</i>	0	X	0	0	0
<i>Albatrellus subrubescens</i>	0	0	0	X	0
<i>Amanita basii</i>	X	X	0	X	X
<i>Amanita jacksonii</i>	0	0	0	X	0
<i>Amanita rubescens s.l.</i>	X	X	0	X	0
<i>Amanita secc. vaginatae</i> sp. 1	0	X	0	0	X
<i>Amanita secc. vaginatae</i> sp. 2	0	X	X	X	0
<i>Amanita secc. vaginatae</i> sp. 3	0	0	0	X	X
<i>Armillaria mellea</i>	0	0	0	0	X
<i>Aureoboletus projectellus</i>	0	X	0	0	0
<i>Auricularia auricula-judae</i>	0	0	X	0	0
<i>Boletellus ananas</i>	0	0	0	X	0
<i>Boletus aff. aereus</i>	0	0	0	0	X
<i>Boletus atkinsonii</i>	0	0	0	0	X
<i>Boletus barrowsii</i>	X	0	0	0	0
<i>Boletus pinophilus</i>	X	0	0	0	0
<i>Bulgaria inquinans</i>	X	0	0	0	0
<i>Calostoma cinnabarinum</i>	X	0	0	0	0
<i>Cantharellus cibarius s.l.</i>	0	0	0	X	0
<i>Cantharellus</i> sp. 1	0	X	0	0	0
<i>Cerioporus squamosus</i>	0	X	0	X	0
<i>Clavulina coralloides</i>	X	0	0	X	X
<i>Clitocybe odora</i>	0	0	0	X	0
<i>Craterellus fallax</i>	X	0	0	0	0
<i>Cyanoboletus pulverulentus</i>	0	0	X	0	0
<i>Dacrymyces chrysospermus</i>	X	X	X	X	X
<i>Exsudoporus frostii</i>	0	0	0	X	0

<i>Fistulina hepatica</i>	X	X	0	0	0
<i>Floccularia luteovirens</i>	X	X	0	0	0
<i>Gymnopus dryophilus</i>	X	X	X	X	X
<i>Harrya</i> aff. <i>chromipes</i>	0	X	0	0	0
<i>Helvella crispa</i>	0	X	0	X	X
<i>Helvella lacunosa</i> s.l.	X	X	X	0	X
<i>Helvellosebacina</i> aff. <i>concrescens</i>	0	X	0	0	0
<i>Helvellosebacina</i> sp.	0	0	0	X	0
<i>Hydnum albomagnum</i>	0	X	0	0	0
<i>Hydnopolyporus fimbriatus</i>	0	X	0	X	X
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	X	X	X	X	X
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	X	X	X	X	X
<i>Infundibulicybe</i> sp. 1	0	0	0	X	0
<i>Infundibulicybe</i> sp. 2	0	0	0	0	X
<i>Laccaria bicolor</i>	0	0	0	0	X
<i>Laccaria laccata</i>	0	X	0	X	X
<i>Laccaria</i> sp. 1	0	X	0	0	0
<i>Laccaria</i> sp. 2	0	X	0	0	X
<i>Laccaria vinaceobrunnea</i>	0	X	0	X	X
<i>Lactarius</i> cf. <i>indigo</i>	X	X	X	X	X
<i>Lactarius deliciosus</i>	X	X	X	X	X
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	X	X	X	X	X
<i>Lactarius salmonicolor</i>	X	X	0	0	0
<i>Lactarius volemus</i>	X	X	0	0	0
<i>Lactarius yazooensis</i>	0	X	0	0	0
<i>Leccinellum albellum</i>	0	0	0	X	0
<i>Leccinum luteum</i>	0	X	0	0	0
<i>Leccinum montanum</i>	0	0	0	0	X
<i>Leccinum rugocipes</i>	0	0	0	X	0
<i>Leccinum scabrum</i>	0	0	0	X	0

<i>Leotia lubrica</i>	X	X	0	0	X
<i>Lepista nuda</i>	0	X	0	0	0
<i>Lycoperdon aff. marginatum</i>	0	0	0	0	X
<i>Lycoperdon perlatum</i>	0	X	0	0	X
<i>Lyophyllum clado</i> Vb-7	0	0	0	X	0
<i>fumosum</i> sp.					
<i>Lyophyllum fumosum</i>	0	0	0	X	0
<i>Macrolepiota</i> sp.	X	X	X	0	X
<i>Mycena aff. pura</i>	X	X	0	0	X
<i>Panus conchatus</i>	0	0	0	0	X
<i>Pleurotus albidus</i>	X	0	0	0	0
<i>Polyporus</i> sp.	0	0	0	X	0
<i>Polyporus septosporus</i>	0	0	0	0	X
<i>Ramaria aff. largentii</i>	0	0	0	0	X
<i>Ramaria aff. purpurisima</i>	X	0	0	0	0
<i>Ramaria aff. rubripermanens</i>	0	X	0	0	X
<i>Ramaria</i> sp. 1	X	X	0	0	0
<i>Ramaria</i> sp. 2	0	0	0	X	X
<i>Ramaria</i> sp. 3	0	X	0	X	0
<i>Ramaria</i> sp. 4	X	X	0	0	X
<i>Ramaria</i> sp. 5	0	0	0	0	X
<i>Ramaria</i> sp. 6	X	X	0	0	0
<i>Ramaria</i> sp. 7	0	0	0	X	X
<i>Retiboletus griseus</i>	0	X	0	0	0
<i>Retiboletus ornatipes</i>	0	0	X	0	0
<i>Rhodocollybia aff. maculata</i>	0	0	0	0	X
<i>Rhodocollybia badiialba</i>	X	X	X	0	X
<i>Rhodocollybia maculata</i>	X	0	0	0	X
<i>Russula aff. alutacea</i>	0	X	0	X	X
<i>Russula aff. brevipes</i>	X	0	X	0	0
<i>Russula cyanoxantha</i>	X	X	0	X	X

<i>Sarcodon aff. imbricatus</i>	0	0	0	0	X
<i>Sarcodon sp.</i>	X	0	0	0	0
<i>Schizophyllum commune</i>	X	0	X	0	X
<i>Sparassis crispa</i>	X	0	0	0	0
<i>Strobilomyces dryophilus</i>	0	0	0	0	X
<i>Strobilomyces strobilaceus</i>	0	X	0	X	X
<i>Suillus pungens</i>	X	X	X	X	X
<i>Tremella mesenterica</i>	X	X	X	X	X
<i>Tylopilus ferrugineus</i>	0	0	0	X	X
<i>Xanthoconium separans</i>	0	0	0	X	0
<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	0	0	0	0	X
<i>Xerocomellus dryophilus</i>	0	X	0	0	0

Tabla 7. Especies tóxicas en cada sitio de muestreo.

Especies tóxicas	S1	S2	S3	S4	S5
<i>Amanita bisporigera</i>	0	X	0	0	0
<i>Amanita muscaria</i>	X	0	X	X	X
<i>Amanita pantherina s.l.</i>	X	0	0	0	0
<i>Amanita secc. lepidella</i>	0	0	0	X	0
<i>Amanita sp. 1</i>	0	0	0	X	0
<i>Amanita xylinivolva</i>	0	0	0	0	X
<i>Boletus subvelutipes</i>	0	X	0	0	0
<i>Cortinarius aff. violaceus</i>	X	0	0	X	X
<i>Cortinarius roseivelatus</i>	0	0	0	0	X
<i>Cortinarius sp. 1</i>	0	X	0	0	0
<i>Gyromitra sp.</i>	0	0	0	0	X
<i>Hypholoma fasciculare</i>	0	X	0	X	X
<i>Inocybe sp.</i>	X	0	0	0	0
<i>Lactarius chrysorrheus</i>	0	0	0	X	0
<i>Scleroderma citrinum</i>	0	0	0	X	0

De las 208 especies encontradas en total, 101 corresponden a especies comestibles, 50 no se sabe (NS), esto debido a que no existe información para unas especies y otras no se pudieron identificar hasta especie, sin embargo, las herramientas moleculares nos indicaron que eran especies diferentes a las demás (ver metodología en el Capítulo III); 42 se reportan como no comestibles (NC) y 15 son especies tóxicas (Figura 13).

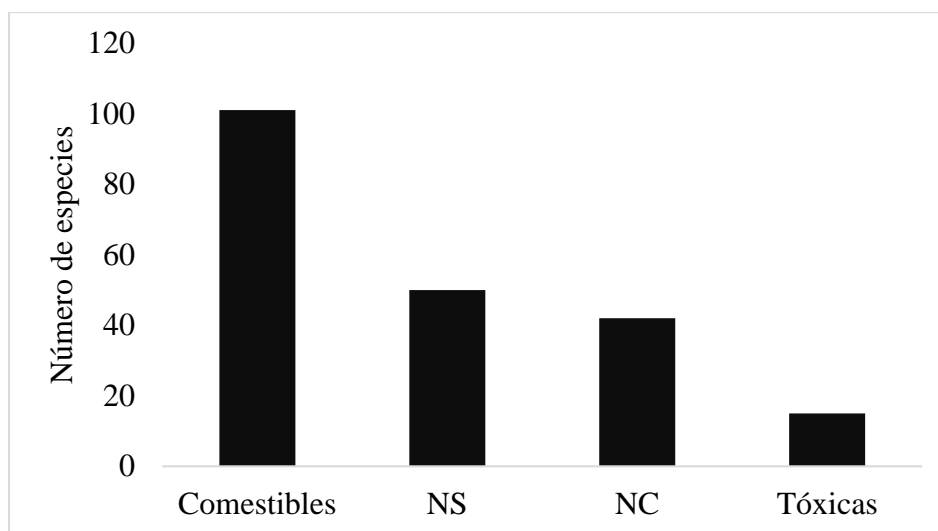


Figura 13. Especies comestibles, tóxicas, no comestibles (NC) y de las cuales no se sabe (NS).

De acuerdo con su hábito alimenticio, se reportan 115 especies ectomicorrízicas, 70 saprobias y 23 parásitas (Figura 14).

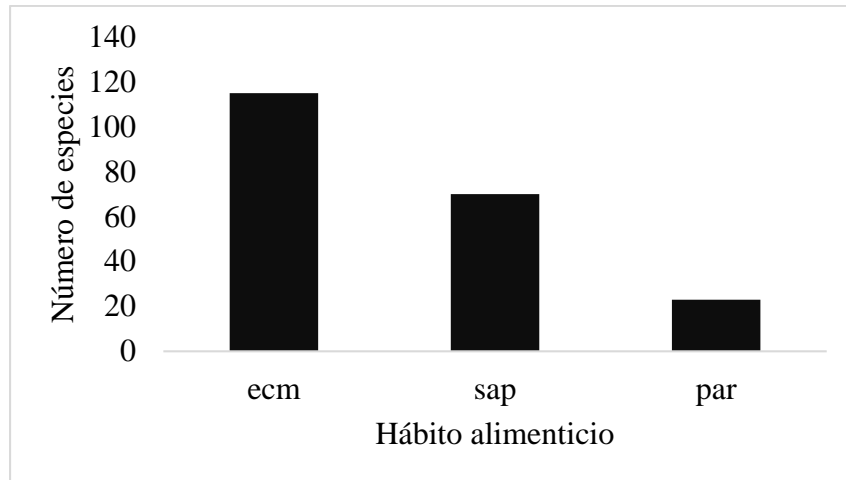


Figura 14. Número de especies de acuerdo con su hábito alimenticio. ecm = ectomicorrízicas, sap = saprobias y par = parásitas.

En todos los sitios se encontraron mayor número de especies ectomicorrízicas (Figura 15). No se encontró relación entre los gremios y los sitios (X-squared = 8.1814, df = NA, p-value = 0.7706).

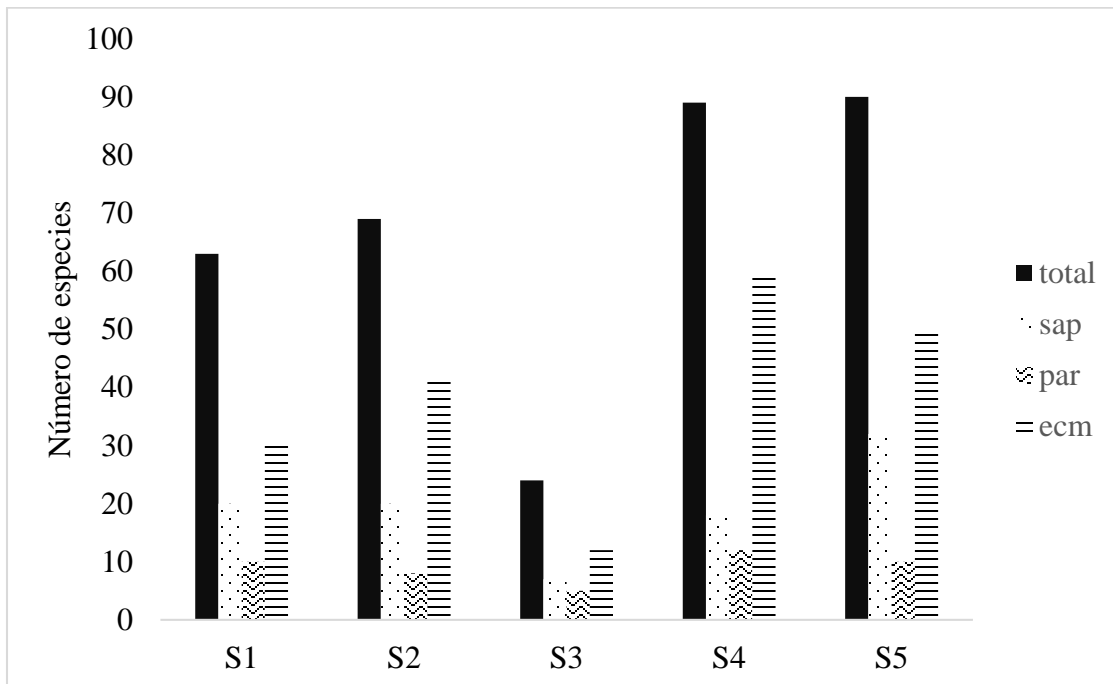


Figura 15. Número de especies divididas por su hábito alimenticio en cada sitio de muestreo. Donde sap = especies saprobias, par = especies parásitas y ecm = especies ectomicorrízicas.

La familia más representativa fue Boletaceae con 34 especies. Mientras que los géneros más representativos fueron *Amanita* con 19 especies, *Ramaria* con 10, *Lactarius* con 9 y *Boletus* con 8 (Tabla 8).

Tabla 8. Lista de especies. Donde: sap = saprobia, par = parásita y ecm = ectomicorrízica.

Especies	Autores	Familia	Hábito
<i>Abortiporus biennis</i>	(Bull.) Singer	Meruliaceae	sap
<i>Acanthophysellum</i> sp.		Stereaceae	par
<i>Agaricus</i> aff. <i>moelleroides</i>	Guinb. & L.A. Parra	Agaricaceae	sap
<i>Agaricus augustus</i>	Fr.	Agaricaceae	sap
<i>Agaricus subrufescens</i>	Peck	Agaricaceae	sap
<i>Albatrellus subrubescens</i>	(Murrill) Pouzar	Albatrellaceae	ecm
<i>Aleuria</i> sp.		Pyronemataceae	sap
<i>Amanita xylinivolvá</i>	Tulloss, Ovrebó & Halling	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> aff. <i>cruzii</i>	O.K. Mill. & Lodge	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> aff. <i>magniverrucata</i>	Thiers & Ammirati	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> aff. <i>subnigra</i>	Lamoureu1	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> aff. <i>volvata</i>	(Peck) Lloyd	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita basii</i>	Guzmán & Ram.-Guill.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita bisporigera</i>	G.F. Atk.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita flavoconia</i>	G.F. Atk.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita flavoconia</i> var. <i>inquinata</i>	G.F. Atk.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita jacksonii</i>	Pomerl.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita muscaria</i>	(L.) Lam.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita rubescens</i> s.l.	Tulloss & J. Lindgr.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita pantherina</i> s.l.	(DC.) Krombh.	Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> secc. <i>lepidella</i>		Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> secc. <i>vaginata</i> sp. 1		Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> secc. <i>vaginata</i> sp. 2		Amanitaceae	ecm

<i>Amanita secc. vaginata</i> sp. 3		Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> sp. 1		Amanitaceae	ecm
<i>Amanita</i> sp. 2		Amanitaceae	ecm
<i>Armillaria mellea</i>	(Vahl) P. Kumm.	Physalacriaceae	par
<i>Atractosporocybe inornata</i>	(Sowerby) P. Alvarado, G. Moreno & Vizzini	Tricholomataceae	sap
<i>Aureoboletus projectellus</i>	(Murrill) Halling	Boletaceae	ecm
<i>Auricularia auricula-judae</i>	(Bull.) Quéf.	Auriculariaceae	sap
<i>Bjerkandera adusta</i>	(Willd.) P. Karst.	Meruliaceae	par
<i>Boletellus ananas</i>	(M.A. Curtis) Murrill	Boletaceae	ecm
<i>Boletus</i> aff. <i>aereus</i>	Bull.	Boletaceae	ecm
<i>Boletus atkinsonii</i>	Peck	Boletaceae	ecm
<i>Boletus barrowsii</i>	Thiers & A.H. Sm.	Boletaceae	ecm
<i>Boletus pinophilus</i>	Pilát & Dermek	Boletaceae	ecm
<i>Boletus</i> sp. 1		Boletaceae	ecm
<i>Boletus</i> sp. 2		Boletaceae	ecm
<i>Boletus</i> sp. 3		Boletaceae	ecm
<i>Boletus subvelutipes</i>	Peck	Boletaceae	ecm
<i>Bulgaria inquinans</i>	(Pers.) Fr.	Bulgariaceae	sap
<i>Butyriboletus frostii</i>	(J.L. Russell) G. Wu, Kuan Zhao & Zhu L. Yang	Boletaceae	ecm
<i>Byssomerulius</i> aff. <i>incarnatus</i>	(Schwein.) Gilb.	Phanerochaetaceae	sap
<i>Caloboletus inedulius</i>	(Murrill) Vizzini	Boletaceae	ecm
<i>Caloboletus rubripes</i>	(Thiers) Vizzini	Boletaceae	ecm
<i>Calostoma cinnabarinum</i>	Desv.	Calostomataceae	ecm
<i>Cantharellus cibarius</i> s.l.	Fr.	Cantharellaceae	ecm
<i>Cantharellus</i> sp. 1		Cantharellaceae	ecm
<i>Cerioporus squamosus</i>	(Huds.) Quéf.	Polyporaceae	sap
<i>Clavariadelphus</i> aff. <i>pistillaris</i>	(L.) Donk	Clavariadelphaceae	ecm

<i>Clavariadelphus</i> sp.		Clavariadelphaceae	ecm
<i>Clavulina coralloides</i>	(L.) J. Schröt.	Clavulinaceae	ecm
<i>Clavulinopsis</i> sp.		Clavariaceae	sap
<i>Clitocybe gibba</i>	(Pers.) P. Kumm.	Tricholomataceae	sap
<i>Clitocybe odora</i>	(Bull.) P. Kumm.	Tricholomataceae	ecm
<i>Clitocybe</i> sp. 1		Tricholomataceae	sap
<i>Coltricia</i> sp.		Polyporaceae	ecm
<i>Cortinarius</i> aff. <i>violaceus</i>	(L.) Gray	Cortinariaceae	ecm
<i>Cortinarius roseivelatus</i>	Kytöv., Liimat. & Niskanen	Cortinariaceae	ecm
<i>Cortinarius</i> sp. 1		Cortinariaceae	ecm
<i>Craterellus fallax</i>	A.H. Sm.	Cantharellaceae	ecm
<i>Crepidotus</i> aff. <i>mollis</i>	(Schaeff.) Staude	Inocybaceae	sap
<i>Cronartium</i> sp.		Cronartiaceae	par
<i>Cyanoboletus pulverulentus</i>	(Opat.) Gelardi, Vizzini & Simonini	Boletaceae	ecm
<i>Cymatoderma caperatum</i>	(Berk. & Mont.) D.A. Reid	Meruliaceae	sap
<i>Cymatoderma elegans</i>	Jungh.	Meruliaceae	sap
<i>Dacrymyces</i> sp. 1		Dacrymycetaceae	par
<i>Daldinia</i> sp.		Hypoxylaceae	sap
<i>Entoloma</i> sp.		Entolomataceae	sap
<i>Fistulina hepatica</i>	(Schaeff.) With.	Fistulinaceae	sap
<i>Flabellophora</i> sp.		Polyporaceae	sap
<i>Floccularia luteovirens</i>	(Alb. & Schwein.) Pouzar	Agaricaceae	sap
<i>Fomitopsis pinicola</i>	(Sw.) P. Karst.	Fomitopsidaceae	sap
<i>Ganoderma</i> aff. <i>curtisii</i>	(Berk.) Murrill	Ganodermataceae	sap
<i>Ganoderma australe</i>	(Fr.) Pat	Ganodermataceae	sap
<i>Ganoderma lucidum</i> s.l.	(Curtis) P. Karst.	Ganodermataceae	sap
<i>Geastrum</i> aff. <i>velutinum</i>	Morgan	Geastraceae	sap
<i>Geastrum</i> sp.		Geastraceae	sap
<i>Globifomes</i> sp.		Polyporaceae	par
<i>Gomphus</i> sp.		Gomphaceae	ecm

<i>Gymnopus dryophilus</i>	(Bull.) Murrill	Omphalotaceae	sap
<i>Gymnopus impudicus</i>	(Fr.) Antonín, Halling & Noordel.	Omphalotaceae	sap
<i>Gymnopus</i> sp. 1		Omphalotaceae	sap
<i>Gymnopus</i> sp. 2		Omphalotaceae	sap
<i>Gymnopus</i> sp. 3		Omphalotaceae	sap
<i>Gymnosporangium</i> sp.		Pucciniaceae	par
<i>Gyromitra</i> sp.		Discinaceae	sap
<i>Harrya</i> aff. <i>chromipes</i>	(Frost) Halling	Boletaceae	ecm
<i>Helvella acetabulum</i>	(L.) Quél.	Helvellaceae	ecm
<i>Helvella crispa</i>	(Scop.) Fr.	Helvellaceae	ecm
<i>Helvella lacunosa</i> s.l.	Afzel.	Helvellaceae	ecm
<i>Helvellosebacina</i> aff. <i>concrescens</i>	(Schwein.) Oberw., Garnica & K. Riess	Sebacinaceae	ecm
<i>Helvellosebacina</i> sp.		Sebacinaceae	ecm
<i>Hydnellum</i> sp. 1		Bankeraceae	ecm
<i>Hydnellum</i> sp. 2		Bankeraceae	ecm
<i>Hydnopolyporus fimbriatus</i>	(Cooke) D.A. Reid	Meripilaceae	sap
<i>Hydnum albomagnum</i>	Banker	Hydnaceae	ecm
<i>Hygrocybe</i> sp. 1		Hygrophoraceae	ecm
<i>Hygrocybe</i> sp. 2		Hygrophoraceae	ecm
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	(Wulfen) Maire	Hygrophoropsidaceae	sap
<i>Hygrophorus russula</i>	(Schaeff. et Fr.) Kauffman	Hygrophoraceae	ecm
<i>Hygrophorus</i> sp.		Hygrophoraceae	ecm
<i>Hypholoma fasciculare</i>	(Huds.) P. Kumm.	Hymenogastraceae	sap
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	(Schwein.) Tul. & C. Tul.	Hypocreaceae	par
<i>Inocybe</i> sp.		Inocybaceae	ecm
<i>Laccaria bicolor</i>	(Maire) P.D. Orton	Hydnangiaceae	ecm
<i>Laccaria laccata</i>	(Scop.) Cooke	Hydnangiaceae	ecm
<i>Laccaria</i> sp. 1		Hydnangiaceae	ecm
<i>Laccaria</i> sp. 2		Hydnangiaceae	ecm

<i>Laccaria vinaceobrunnea</i>	G.M. Muell.	Hydnangiaceae	ecm
<i>Lacrymaria hypertropicalis</i>	(Guzmán, Bandala & Montoya) Cortez	Psathyrellaceae	sap
<i>Lactarius cf. indigo</i>		Russulaceae	ecm
<i>Lactarius chrysorrheus</i>	Fr.	Russulaceae	ecm
<i>Lactarius deliciosus</i>	(L.) Gray	Russulaceae	ecm
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	(Schwein.) Fr.	Russulaceae	ecm
<i>Lactarius salmonicolor</i>	R. Heim & Leclair	Russulaceae	ecm
<i>Lactarius</i> sp. 1		Russulaceae	ecm
<i>Lactarius</i> sp. 2		Russulaceae	ecm
<i>Lactarius volemus</i>	(Fr.) Fr.	Russulaceae	ecm
<i>Lactarius yazooensis</i>	Hesler & A.H. Sm.	Russulaceae	ecm
<i>Leccinellum albellum</i>	(Peck) Bresinsky & Manfr. Binde	Boletaceae	ecm
<i>Leccinum luteum</i>	A.H. Sm., Thiers & Watling	Boletaceae	ecm
<i>Leccinum montanum</i>	Thiers	Boletaceae	ecm
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>	A.H. Sm. & Thiers	Boletaceae	sap
<i>Leccinum rugocipes</i>	(Peck). Singer	Boletaceae	ecm
<i>Leccinum scabrum</i>	(Bull.) Gray	Boletaceae	ecm
<i>Lentinus</i> sp.		Polyporaceae	sap
<i>Leotia lubrica</i>	(Scop.) Pers.	Leotiaceae	sap
<i>Lepista nuda</i>	(Bull.) Cooke	Tricholomataceae	sap
<i>Leucopaxillus</i> sp.		Tricholomataceae	sap
<i>Lycoperdon</i> aff. <i>marginatum</i>	Vittad.	Agaricaceae	sap
<i>Lycoperdon perlatum</i>	Pers.	Agaricaceae	sap
<i>Lyophyllum clado</i> Vb-7	(Pers.) P.D. Orton	Lyophyllaceae	sap
<i>fumosum</i> sp.			
<i>Macrolepiota</i> aff. <i>colombiana</i>	Franco-Mol.	Agaricaceae	sap
<i>Macrolepiota</i> sp.		Agaricaceae	sap
<i>Marasmius cohaerens</i>	(Pers.) Cooke & Quéf.	Marasmiaceae	sap

<i>Marasmius</i> sp.		Marasmiaceae	sap
<i>Megasporoporia</i> sp.		Polyporaceae	par
<i>Mycena</i> aff. <i>pura</i>	(Pers.) P. Kumm.	Mycenaceae	sap
<i>Mycena leaiana</i> var. <i>leaiana</i>	(Berk.) Sacc.	Mycenaceae	sap
<i>Mycena</i> sp.		Mycenaceae	sap
<i>Panus conchatus</i>	(Bull.) Fr.	Polyporaceae	sap
<i>Parasola plicatilis</i>	(Curtis) Redhead, Vilgalys & Hopple	Psathyrellaceae	sap
<i>Peziza</i> sp.		Pezizaceae	sap
<i>Phallus</i> sp.		Phallaceae	sap
<i>Phellinus viticola</i>	(Schwein.) Donk	Hymenochaetaceae	par
<i>Phellodon</i> sp.		Bankeraceae	ecm
<i>Physalacriaceae</i> sp.		Physalacriaceae	sap
<i>Pleurotus albidus</i>	(Berk.) Pegler	Pleurotaceae	sap
<i>Pluteus pouzarianus</i>	Singer	Pluteaceae	sap
<i>Poliporoide</i> sp. 1		Polyporaceae	par
<i>Poliporoide</i> sp. 2		Polyporaceae	par
<i>Polyporus septosporus</i>		Polyporaceae	sap
<i>Polyporus</i> sp.		Polyporaceae	sap
<i>Postia gloeopora</i>	L.L. Shen, B.K. Cui & Y.C. Dai	Fomitopsidaceae	sap
<i>Postia</i> sp.		Fomitopsidaceae	sap
<i>Postia stiptica</i>	(Pers.) Jülich	Fomitopsidaceae	sap
<i>Ramaria</i> aff. <i>largentii</i>	Marr & D.E. Stuntz	Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> aff. <i>rubripermanens</i>	Marr & D.E. Stuntz	Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria purpurisima</i> var. <i>purpurisima</i>	R.H. Petersen & Scates	Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 1		Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 2		Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 3		Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 4		Gomphaceae	ecm

<i>Ramaria</i> sp. 5		Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 6		Gomphaceae	ecm
<i>Ramaria</i> sp. 7		Gomphaceae	ecm
<i>Retiboletus griseus</i>	(Frost) Manfr. Binder & Bresinsky	Boletaceae	ecm
<i>Retiboletus ornatipes</i>	(Peck) Manfr. Binder & Bresinsky	Boletaceae	ecm
<i>Rhizopogon fallax</i>	A.H. Sm.	Rhizopogonaceae	ecm
<i>Rhizopogon pseudoroseolus</i>	A.H. Sm.	Rhizopogonaceae	ecm
<i>Rhizopogon</i> sp.		Rhizopogonaceae	ecm
<i>Rhodocollybia</i> aff. <i>maculata</i>	(Alb. & Schwein.) Singer	Omphalotaceae	sap
<i>Rhodocollybia badiialba</i>	(Murrill) Lenno1	Omphalotaceae	sap
<i>Rhodocollybia maculata</i>	(Alb. & Schwein.) Singer	Omphalotaceae	sap
<i>Russula</i> aff. <i>alutacea</i>	(Fr.) Fr.	Russulaceae	ecm
<i>Russula</i> aff. <i>brevipes</i>	Peck	Russulaceae	ecm
<i>Russula cyanoxantha</i>	(Schaeff.) Fr.	Russulaceae	ecm
<i>Russula grata</i>	Britzelm.	Russulaceae	ecm
<i>Russula</i> sp. 1		Russulaceae	ecm
<i>Sarcodon</i> sp.		Bankeraceae	ecm
<i>Sarcodon squamosus</i>	(Schaeff.) Quél.	Bankeraceae	ecm
<i>Schizophyllum commune</i>	Fr.	Schizophyllaceae	sap
<i>Scleroderma</i> sp.		Sclerodermataceae	sap
<i>Sistotrema confluens</i>	Pers.	Hydnaceae	sap
<i>Sparassis crispa</i>	(Wulfen) Fr.	Sparassidaceae	sap
<i>Stereum</i> aff. <i>complicatum</i>	(Fr.) Fr.	Stereaceae	sap
<i>Strobilomyces dryophilus</i>	Cibula & N.S. Weber	Boletaceae	ecm
<i>Strobilomyces strobilaceus</i>	(Scop.) Berk.	Boletaceae	ecm
<i>Suillus pungens</i>	Thiers & A.H. Sm.	Boletaceae	ecm
<i>Suillus tomentosus</i>	A.H. Sm., Thiers & O.K. Mill.	Boletaceae	ecm
<i>Tapinella atrotomentosa</i>	(Batsch) Šutara	Tapinellaceae	sap

<i>Tolypocladium</i> aff. <i>capitatum</i>	(Holmsk.) C.A. Quandt, Kepler & Spatafora	Ophiocordycipitaceae	par
<i>Trametes</i> aff. <i>tenuis</i>	(Fr.) Corner	Polyporaceae	par
<i>Trametes nivosa</i>	(Berk.) Murrill	Polyporaceae	sap
<i>Tremella</i> sp.		Tremellaceae	sap
<i>Trichaptum bifforme</i>	(Fr.) Ryvarden	Hymenochaetales	sap
<i>Tricholoma</i> sp.		Tricholomataceae	ecm
<i>Tylopilus ferrugineus</i>	(Frost) Singer	Boletaceae	ecm
<i>Tylopilus nebulosus</i>	(Peck) Wolfe	Boletaceae	ecm
<i>Tylopilus plumbeoviolaceus</i>	(Snell & E.A. Dick) Snell & E.A. Dick	Boletaceae	ecm
<i>Tylopilus pseudoscaber</i>	Secr. e1 A.H. Sm. & Thiers	Boletaceae	ecm
<i>Tylopilus rubrobrunneus</i>	Mazzer & A.H. Sm.	Boletaceae	ecm
<i>Tylopilus</i> sp. 1		Boletaceae	ecm
<i>Xanthoconium separans</i>	(Peck) Halling & Both	Boletaceae	ecm
<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	(Bull.) Šutara	Boletaceae	ecm
<i>Xerocomellus dryophilus</i>	(Thiers) N. Siegel, C.F. Schwarz & J.L. Frank	Boletaceae	ecm
<i>Xylaria</i> aff. <i>grammica</i>	(Mont.) Mont.	Xylariaceae	sap

De las 208 especies encontradas en los cinco sitios de muestreo, algunas se encuentran en más de un sitio (Tabla 9). Los sitios 2 y 5 comparten el mayor número de especies de macromicetos silvestres (32) seguido del 4 con 31. De las especies que solo se encontraron en un solo sitio, el sitio 4 tuvo el mayor número de especies únicas (51), mientras que el que tuvo menor número fue el sitio 3 con solo 5.

Las especies que se encontraron en todos los sitios fueron *Dacrymyces* sp., *Gymnopus dryophilus*, *Hygrophoropsis aurantiaca*, *Hypomyces lactifluorum*, *Lactarius* cf. *indigo*, *Lactarius indigo* var. *indigo*, *Lactarius deliciosus*, *Suillus pungens* y *Tremella* sp.

Tabla 9. Número de especies compartidas en los cinco sitios de muestreo y especies únicas.

	S1	S2	S3	S4	S5	Únicas
S1	0	29	18	20	28	21
S2		0	16	22	32	24
S3			0	11	16	5
S4				0	31	51
S5					0	42

Abundancia y densidad de esporomas

Se contabilizaron un total de 10,977 esporomas en los cinco sitios durante los tres años de muestreo. De estos, 5,597 se recolectaron en 2014, 2,572 en 2015 y 2,808 en 2016 (Figura 16).

El sitio con mayor número de esporomas fue el 5 con un total de 3,692 en los tres años, seguido del 1 con 3,217, después el 2 con 1,808, luego el 4 con 1,401 y por último el 3 con 859 (Tabla 10).

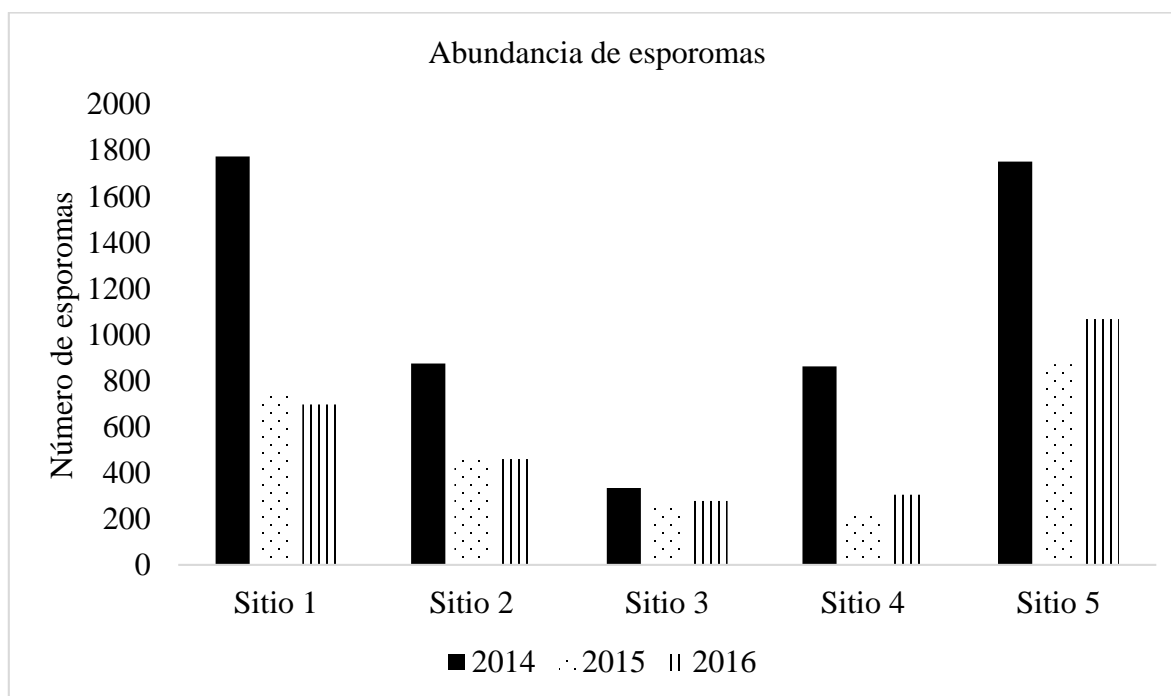


Figura 16. Número de esporomas en cada sitio de muestreo durante los tres años de estudio.

Tabla 10. Abundancia total de esporomas en cada sitio de muestreo y densidad por hectárea.
Donde Abu = abundancia y Den = densidad.

Sitio	Abu Total	Den/ha
5	3,692	683.70
1	3,217	595.74
2	1,808	334.81
4	1,401	259.44
3	859	159.07

La abundancia de esporomas se comportó de diferente manera entre especies, sitios y años (Tabla 11).

Tabla 11. Número de esporomas de las cinco especies más abundantes en cada sitio en cada año de muestreo. Abu = abundancia.

	2014	Abu	2015	Abu	2016	Abu
Sitio 1	<i>Dacrymyces</i> sp. 1	262	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	197	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	112
	<i>Bulgaria inquinans</i>	220	<i>Schizophyllum commune</i>	79	<i>Stereum</i> aff. <i>complicatum</i>	68
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	170	<i>Mycena</i> aff. <i>pura</i>	56	<i>Tremella</i> sp.	45
	<i>Schizophyllum commune</i>	127	<i>Leotia lubrica</i>	39	<i>Pleurotus albidus</i>	41
	<i>Stereum</i> aff. <i>complicatum</i>	112	<i>Trichaptum biforme</i>	37	<i>Amanita basii</i>	40
Sitio 2	<i>Laccaria laccata</i>	103	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	51	<i>Gymnopus dryophilus</i>	41
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	62	<i>Tremella</i> sp.	47	<i>Tremella</i> sp.	38
	<i>Mycena</i> aff. <i>pura</i>	49	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	44	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	34
	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	47	<i>Dacrymyces</i> sp. 1	31	<i>Amanita basii</i>	32
	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	45	<i>Laccaria laccata</i>	31	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	31
Sitio 3	<i>Schizophyllum commune</i>	71	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	41	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	56
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	47	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	28	<i>Gymnopus dryophilus</i>	39
	<i>Tremella</i> sp.	30	<i>Dacrymyces</i> sp. 1	27	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	31
	<i>Auricularia auricula-judae</i>	27	<i>Gymnopus dryophilus</i>	22	<i>Tremella</i> sp.	30
	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	21	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	21	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	27
Sitio 4	<i>Lyophyllum clado</i> Vb-7 <i>fumosum</i> sp.	131	<i>Amanita basii</i>	30	<i>Russula grata</i>	27

	<i>Dacrymyces</i> sp. 1	62	<i>Peziza</i> sp.	27	<i>Amanita basii</i>	26
	<i>Gymnopus dryophilus</i>	52	<i>Russula grata</i>	23	<i>Peziza</i> sp.	21
	<i>Amanita basii</i>	48	<i>Tremella</i> sp.	16	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	16
	<i>Peziza</i> sp.	44	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	14	<i>Gymnopus dryophilus</i>	14
Sitio 5	<i>Laccaria laccata</i>	302	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	164	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	127
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	247	<i>Laccaria laccata</i>	66	<i>Gymnopus dryophilus</i>	97
	<i>Gymnopus dryophilus</i>	85	<i>Armillaria mellea</i>	57	<i>Laccaria laccata</i>	89
	<i>Rhodocollybia</i> aff. <i>maculata</i>	67	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	43	<i>Amanita basii</i>	61
	<i>Dacrymyces</i> sp. 1	65	<i>Amanita basii</i>	39	<i>Rhodocollybia</i> aff. <i>maculata</i>	44

Biomasa

Se contabilizaron un total de 242,413.93 gramos de peso fresco de esporomas en los cinco sitios durante los tres años de muestreo. De estos, 116,092.7 se recolectaron en 2014, 47,820.68 en 2015 y 78,500.55 en 2016 (Figura 17).

El sitio con mayor biomasa producida fue el 5 con un total de 80,362.71 gramos en los tres años, seguido del 1 con 56,250.96, después el 4 con 50,905.88, luego el 2 con 27,913.75 y por último el 3 con 14,599.95 (Tabla 12). La biomasa de esporomas se comportó de diferente manera entre especies, sitios y años (Tabla 13).

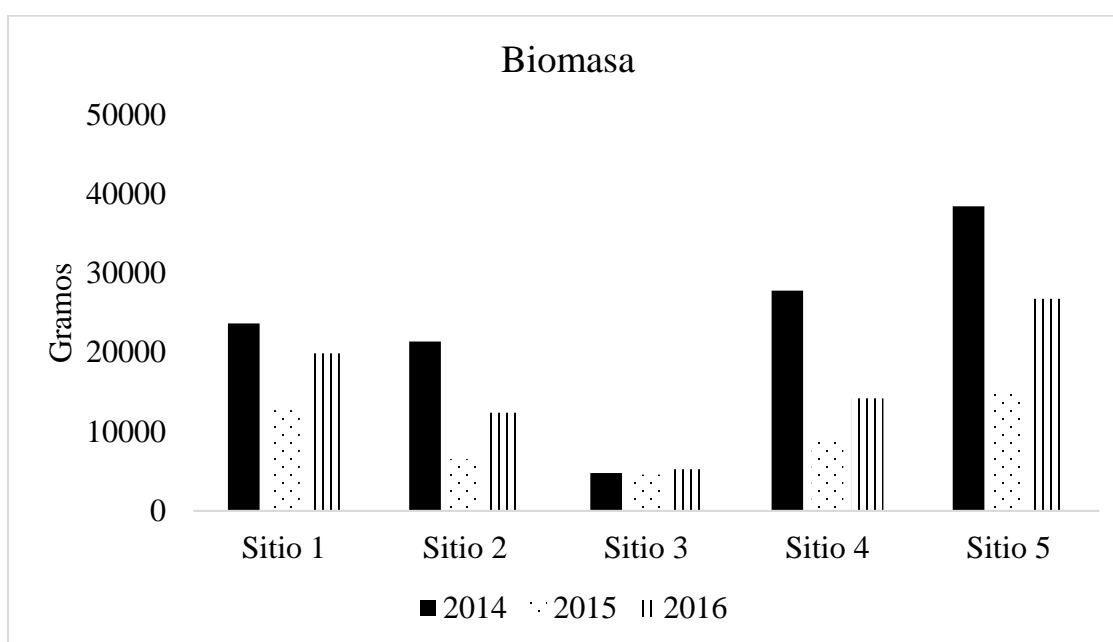


Figura 17. Biomasa en peso fresco de esporomas en cada sitio de muestreo.

Tabla 12. Biomasa total de esporomas en cada sitio de muestreo y biomasa por hectárea. Dónde Bio = biomasa.

Sitio	Bio Total	Bio/ha
5	80,362.71	14,881.98
1	56,250.96	10,416.84
4	50,905.88	9,427.01
2	40,294.44	7,461.93
3	14,599.95	2,703.69

Tabla 13. Biomasa en gramos de las cinco especies con valores más altos de cada sitio en cada año de muestreo. Bio = biomasa.

	2014	Bio	2015	Bio	2016	Bio
Sitio 1	<i>Pleurotus albidus</i>	3026.43	<i>Amanita muscaria</i>	1798.03	<i>Amanita basii</i>	4103.37
	<i>Ramaria aff. purpurisima</i>	2643.84	<i>Pleurotus albidus</i>	1657.43	<i>Amanita muscaria</i>	3672.91
	<i>Russula aff. brevipes</i>	2546.66	<i>Russula aff. brevipes</i>	1641.44	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	2106.32
	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	2106.32	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	1326.12	<i>Pleurotus albidus</i>	1989.82
	<i>Amanita muscaria</i>	2013.56	<i>Ramaria aff. purpurisima</i>	1023.53	<i>Ramaria aff. purpurisima</i>	1668.47
Sitio 2	<i>Amanita basii</i>	6660.33	<i>Amanita basii</i>	1781.02	<i>Amanita basii</i>	3890.11
	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	2940.77	<i>Lactarius indigo var. indigo</i>	657.36	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	2940.77
	<i>Agaricus subrufescens</i>	1773.44	<i>Agaricus subrufescens</i>	499.03	<i>Agaricus subrufescens</i>	704.21
	<i>Aureoboletus projectellus</i>	1204.11	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	445.37	<i>Lactarius indigo var. indigo</i>	503.27
	<i>Helvellosebacina aff. conrescens</i>	785.83	<i>Strobilomyces strobilaceus</i>	386.09	<i>Aureoboletus projectellus</i>	403.54
Sitio 3	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	880.39	<i>Suillus pungens</i>	890.18	<i>Amanita muscaria</i>	1876.02
	<i>Suillus pungens</i>	702.15	<i>Russula aff. brevipes</i>	663.23	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	880.39

	<i>Amanita muscaria</i>	499.83	<i>Amanita muscaria</i>	564.12	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	565.21
	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	483.54	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	559.95	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	540.42
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	317.78	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	398.81	<i>Suillus pungens</i>	428.64
Sitio 4	<i>Amanita basii</i>	7803.25	<i>Amanita basii</i>	2509.98	<i>Amanita basii</i>	2708.89
	<i>Exsudoporus frostii</i>	4675.91	<i>Russula grata</i>	2198.23	<i>Russula grata</i>	2556.38
	<i>Russula grata</i>	2103.52	<i>Amanita muscaria</i>	908.69	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	1984.11
	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	1984.11	<i>Amanita</i> aff. <i>magniverrucata</i>	507.76	<i>Amanita muscaria</i>	1733.61
	<i>Lyophyllum clado</i> Vb-7 <i>fumosum</i> sp.	1142.61	<i>Scleroderma</i> sp.	476.81	<i>Agaricus</i> aff. <i>moelleroides</i>	1102.29
Sitio 5	<i>Amanita basii</i>	9098.32	<i>Amanita basii</i>	3902.13	<i>Amanita basii</i>	10500.42
	<i>Boletus</i> aff. <i>aereus</i>	5982.64	<i>Sarcodon</i> aff. <i>imbricatus</i>	1366.41	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	3862.67
	<i>Hypomyces lactifluorum</i>	3862.67	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	1184.35	<i>Ramaria</i> aff. <i>largentii</i>	1321.66
	<i>Ramaria</i> aff. <i>largentii</i>	3756.02	<i>Ramaria</i> aff. <i>largentii</i>	1178.36	<i>Byssomerulius</i> aff. <i>incarnatus</i>	1306.44
	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	1658.21	<i>Boletus</i> aff. <i>aereus</i>	780.36	<i>Rhodocollybia badiialba</i>	1032.66

Por lo tanto, cuando agrupamos estas variables que conforman la disponibilidad de hongos silvestres en cada uno de los sitios, encontramos que en los sitios 5, 4 y 1 (Tren Peñuelas, Las Peras y Agua Escondida respectivamente) se encuentra una mayor disponibilidad de hongos silvestres, especies únicas y funcionales (comestibles en este caso), siendo el sitio 2 (Las Mesas) un lugar intermedio-bajo y finalmente el sitio 3 (Las Huertas) que corresponde al sitio con menor disponibilidad de hongos silvestres, especies únicas y funcionales (Tabla 14).

Tabla 14. Disponibilidad de macromicetos silvestres con valores de mayor a menor en cada sitio de muestreo. Donde: sitio 1 = Agua Escondida, 2 = Las Mesas, 3 = Las Huertas, 4 = Las Peras y 5 = Tren Peñuelas.

	Riqueza	Densidad	Biomasa	Especies únicas	Comestibles
Mayor	5	5	5	4	5
	4	1	1	5	2
	2	2	4	2	4
	1	4	2	1	1
Menor	3	3	3	3	3

Disponibilidad temporal

Los meses de mayor producción fueron julio y agosto, mientras que octubre fue el mes que menor producción hubo (Tabla 15). Cabe mencionar que la mayoría de las especies que solo se observaron en octubre pertenecen a los boletáceos (e.g. *Boletus atkinsonii*, *Harrya* aff. *chromipes*). Las especies de *Amanita* se presentaron en los meses de junio y julio. Las especies con mayor periodo de producción fueron *Acanthophysellum* sp., *Atractosporocybe inornata*, *Gymnopus dryophilus*, *Lactarius indigo* var. *indigo*, *Megasporoporia* sp. y *Postia gloeopora*. Mientras que las especies que menor tiempo de producción fueron *Abortiporus biennis*, *Agaricus* aff. *moelleroides*, *Agaricus augustus*, la mayoría de las especies del género *Amanita*, *Auricularia auricula-judae*, *Boletellus ananas*, la mayoría de las especies del género *Boletus*, *Cantharellus cibarius* s.l., *Clavulinopsis* sp., *Clitocybe odora*, *Craterellus*

fallax, *Entoloma* sp., *Geastrum* aff. *velutinum*, *Gyromitra* sp., *Hydnum albomagnum*, *Hygrocybe* sp., *Hygrophorus russula*, *Hypholoma fasciculare*, *Inocybe* sp., *Lyophyllum clado* Vb-7 *fumosum* sp., *Macrolepiota* aff. *colombiana*, *Helvella acetabulum*, *Pluteus pouzarianus*, *Rhizopogon fallax*, *Sparassis crispa*, *Tapinella atrotomentosa* y *Tricholoma* sp.

Tabla 15. Fenología de cada especie.

Especies	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT
<i>Abortiporus biennis</i>		X			
<i>Acanthophysellum</i> sp	X	X	X	X	X
<i>Agaricus</i> aff. <i>moelleroides</i>		X			
<i>Agaricus augustus</i>		X			
<i>Agaricus subrufescens</i>		X	X		
<i>Albatrellus subrubescens</i>		X	X		
<i>Aleuria</i> sp.			X		
<i>Amanita</i> aff. <i>cruzii</i>				X	
<i>Amanita</i> aff. <i>subnigra</i>	X				
<i>Amanita</i> aff. <i>volvata</i>			X		
<i>Amanita</i> aff. <i>magniverrucata</i>	X				
<i>Amanita basii</i>		X			
<i>Amanita bisporigera</i>				X	
<i>Amanita flavoconia</i>		X			
<i>Amanita flavoconia</i> var. <i>inquinata</i>		X			
<i>Amanita jacksonii</i>		X			
<i>Amanita muscaria</i>	X	X	X		
<i>Amanita rubescens</i> s.l.	X	X	X		
<i>Amanita pantherina</i> s.l.	X				
<i>Amanita</i> secc. <i>lepidella</i>				X	
<i>Amanita</i> secc. <i>vaginata</i> sp. 1		X	X		
<i>Amanita</i> secc. <i>vaginata</i> sp. 2		X	X		
<i>Amanita</i> secc. <i>vaginata</i> sp. 3		X	X		
<i>Amanita</i> sp. 1			X		

<i>Amanita</i> sp. 2					X
<i>Amanita xylinivolva</i>	X				
<i>Armillaria mellea</i>		X	X		
<i>Atractosporocybe inornata</i>	X	X	X	X	X
<i>Aureoboletus projectellus</i>	X	X			
<i>Auricularia auricula-judae</i>			X		
<i>Bjerkandera adusta</i>	X	X	X		
<i>Boletellus ananas</i>			X		
<i>Boletus</i> aff. <i>aereus</i>	X	X			
<i>Boletus atkinsonii</i>				X	X
<i>Boletus barrowsii</i>		X			
<i>Boletus pinophilus</i>		X			
<i>Boletus</i> sp. 1		X			
<i>Boletus</i> sp. 2			X		
<i>Boletus</i> sp. 3			X		
<i>Boletus subvelutipes</i>	X				
<i>Bulgaria inquinans</i>	X	X	X		
<i>Byssomerulius</i> aff. <i>incarnatus</i>			X	X	
<i>Caloboletus inedulis</i>	X				
<i>Caloboletus rubripes</i>	X				
<i>Calostoma cinnabarinum</i>		X			
<i>Cantharellus cibarius</i> s.l.			X		
<i>Cantharellus</i> sp. 1				X	
<i>Cerioporus squamosus</i>		X	X		
<i>Clavariadelphus</i> aff. <i>pistillaris</i>		X	X		
<i>Clavariadelphus</i> sp.		X	X		
<i>Clavulina coralloides</i>	X	X	X		
<i>Clavulinopsis</i> sp.				X	
<i>Clitocybe odora</i>			X		
<i>Coltricia</i> sp.				X	
<i>Cortinarius</i> aff. <i>violaceus</i>		X	X		

<i>Cortinarius roseivelatus</i>	X			
<i>Cortinarius</i> sp. 1		X		
<i>Craterellus fallax</i>				X
<i>Crepidotus</i> aff. <i>mollis</i>			X	
<i>Cronartium</i> sp.		X	X	
<i>Cyanoboletus pulverulentus</i>	X			
<i>Cymatoderma caperatum</i>		X	X	
<i>Cymatoderma elegans</i>		X	X	
<i>Dacrymyces</i> sp. 1	X	X	X	
<i>Daldinia</i> sp.	X	X	X	
<i>Entoloma</i> sp.				X
<i>Butyriboletus frostii</i>	X	X		
<i>Fistulina hepatica</i>			X	
<i>Flabellophora</i> sp.		X		
<i>Floccularia luteovirens</i>	X	X	X	
<i>Fomitopsis pinicola</i>		X		
<i>Phellinus viticola</i>			X	
<i>Ganoderma</i> aff. <i>curtisii</i>				X
<i>Ganoderma australe</i>			X	
<i>Ganoderma lucidum</i> s.l.		X	X	
<i>Geastrum</i> aff. <i>velutinum</i>				X
<i>Geastrum</i> sp.				X
<i>Gymnosporangium</i> sp.			X	
<i>Globifomes</i> sp.		X		
<i>Gomphus</i> sp.			X	X
<i>Gymnopus dryophilus</i>	X	X	X	X
<i>Gymnopus impudicus</i>	X	X		
<i>Gymnopus</i> sp. 1	X	X		
<i>Gymnopus</i> sp. 2	X	X		
<i>Gymnopus</i> sp. 3	X	X		
<i>Gyromitra</i> sp.				X

<i>Harrya</i> aff. <i>chromipes</i>				X
<i>Helvella</i> <i>crispa</i>	X	X		
<i>Helvella</i> <i>lacunosa</i> s.l.	X	X	X	
<i>Helvellosebacina</i> aff. <i>concrescens</i>	X	X	X	
<i>Helvellosebacina</i> sp.		X		
<i>Trametes</i> aff. <i>tenuis</i>	X	X		
<i>Hydnellum</i> sp. 1				X
<i>Hydnellum</i> sp. 2			X	X
<i>Hydnum</i> <i>albomagnum</i>			X	
<i>Hydnopolyporus</i> <i>fimbriatus</i>	X	X		
<i>Hygrocybe</i> sp. 1		X		
<i>Hygrocybe</i> sp. 2		X		
<i>Hygrophoropsis</i> <i>aurantiaca</i>	X	X		
<i>Hygrophorus</i> <i>russula</i>		X		
<i>Hygrophorus</i> sp.			X	
<i>Hypholoma</i> <i>fasciculare</i>		X		
<i>Hypomyces</i> <i>lactifluorum</i>	X	X	X	
<i>Clitocybe</i> <i>gibba</i>		X	X	
<i>Clitocybe</i> sp. 1		X	X	
<i>Inocybe</i> sp.			X	
<i>Laccaria</i> <i>bicolor</i>		X	X	
<i>Laccaria</i> <i>laccata</i>	X	X	X	
<i>Laccaria</i> sp. 1		X		
<i>Laccaria</i> sp. 2		X		
<i>Laccaria</i> <i>vinaceobrunnea</i>	X	X	X	
<i>Lacrymaria</i> <i>hypertropicalis</i>		X		
<i>Lactarius</i> cf. <i>indigo</i>		X	X	X
<i>Lactarius</i> <i>chrysorrheus</i>		X		
<i>Lactarius</i> <i>deliciosus</i>	X	X	X	
<i>Lactarius</i> <i>indigo</i> var. <i>indigo</i>	X	X	X	X
<i>Lactarius</i> <i>salmonicolor</i>		X		

<i>Lactarius</i> sp. 1		X			
<i>Lactarius</i> sp. 2		X			
<i>Lactarius volemus</i>			X		
<i>Lactarius yazooensis</i>	X				
<i>Leccinellum albellum</i>			X		
<i>Leccinum luteum</i>			X		
<i>Leccinum montanum</i>			X		
<i>Leccinum rugocipes</i>		X	X		
<i>Leccinum scabrum</i>			X		
<i>Lentinus</i> sp.				X	
<i>Leotia lubrica</i>		X	X		
<i>Lepista nuda</i>		X			
<i>Leucopalillus</i> sp.				X	
<i>Lycoperdon</i> aff. <i>marginatum</i>		X			
<i>Lycoperdon perlatum</i>		X	X		
<i>Lyophyllum</i> clado Vb-7 <i>fumosum</i> sp.			X		
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>			X		
<i>Macrolepiota</i> aff. <i>colombiana</i>			X		
<i>Macrolepiota</i> sp.		X	X		
<i>Marasmius cohaerens</i>	X	X			
<i>Marasmius</i> sp.	X	X			
<i>Megasporoporia</i> sp.		X	X	X	X
<i>Mycena</i> aff. <i>pura</i>	X	X			
<i>Mycena leaiana</i> var. <i>leaiana</i>	X	X			
<i>Mycena</i> sp.	X	X			
<i>Panus conchatus</i>					X
<i>Parasola plicatilis</i>	X	X			
<i>Helvella acetabulum</i>				X	
<i>Peziza</i> sp.		X	X		
<i>Phallus</i> sp.			X	X	X
<i>Phellodon</i> sp.		X	X	X	

<i>Physalacriaceae</i> sp.				X	
<i>Pleurotus albidus</i>		X	X		
<i>Pluteus pouzarianus</i>				X	
<i>Poliporoide</i> sp. 1	X	X	X	X	X
<i>Poliporoide</i> sp. 2	X	X	X	X	X
<i>Polyporus</i> sp.			X		
<i>Polyporus septosporus</i>	X				
<i>Postia gloeopora</i>	X	X	X	X	X
<i>Postia</i> sp.				X	
<i>Postia stiptica</i>			X	X	
<i>Ramaria</i> aff. <i>largentii</i>			X	X	
<i>Ramaria purpurisima</i> var. <i>purpurisima</i>		X	X	X	
<i>Ramaria</i> aff. <i>rubripermanens</i>		X	X	X	
<i>Ramaria</i> sp. 1			X		
<i>Ramaria</i> sp. 2		X			
<i>Ramaria</i> sp. 3		X	X	X	
<i>Ramaria</i> sp. 4		X	X	X	
<i>Ramaria</i> sp. 5			X		
<i>Ramaria</i> sp. 6				X	
<i>Ramaria</i> sp. 7			X		
<i>Retiboletus griseus</i>	X				
<i>Retiboletus ornatipes</i>					X
<i>Rhizopogon fallax</i>			X		
<i>Rhizopogon pseudoroseolus</i>		X			
<i>Rhizopogon</i> sp.		X			
<i>Rhodocollybia</i> aff. <i>maculata</i>				X	
<i>Rhodocollybia badiialba</i>		X	X		
<i>Rhodocollybia maculata</i>		X	X		
<i>Russula</i> aff. <i>alutacea</i>		X	X		
<i>Russula</i> aff. <i>brevipes</i>		X	X		

<i>Russula cyanoxantha</i>		X	X		
<i>Russula grata</i>			X		
<i>Russula</i> sp. 1		X	X		
<i>Sarcodon squamosus</i>		X	X		
<i>Sarcodon</i> sp.		X			
<i>Schizophyllum commune</i>		X	X	X	
<i>Scleroderma</i> sp.				X	
<i>Sistotrema confluens</i>		X	X	X	
<i>Sparassis crispa</i>			X		
<i>Stereum</i> aff. <i>complicatum</i>		X	X	X	
<i>Strobilomyces dryophilus</i>			X		
<i>Strobilomyces strobilaceus</i>			X	X	X
<i>Suillus pungens</i>	X	X	X		
<i>Suillus tomentosus</i>		X			
<i>Tapinella atrotomentosa</i>				X	
<i>Tolypocladium</i> aff. <i>capitatum</i>		X	X		
<i>Trametes nivosa</i>		X	X	X	
<i>Tremella</i> sp.	X	X	X		
<i>Trichaptum bifforme</i>	X	X	X		
<i>Tricholoma</i> sp.					X
<i>Tylopilus ferrugineus</i>			X	X	
<i>Tylopilus nebulosus</i>				X	
<i>Tylopilus plumbeoviolaceus</i>			X	X	
<i>Tylopilus pseudoscaber</i>				X	
<i>Tylopilus rubrobrunneus</i>		X	X		
<i>Tylopilus</i> sp. 1				X	
<i>Xanthoconium separans</i>		X			
<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	X	X			
<i>Xerocomellus dryophilus</i>	X	X			
<i>Xylaria</i> aff. <i>grammica</i>	X	X			

Gráfica multicriterio

La primera gráfica de AMIBA nos muestra las diferentes variables ecológicas analizadas en el presente trabajo, mostrando de forma integral que la disponibilidad de esporomas de macromicetos silvestres es mayor en el sitio 5 con respecto al 4 y 1 que tienen un área de tamaño similar, mientras que el sitio 3 está muy por debajo de todos los demás (Figura 18).

Mientras que las diferentes variables funcionales de aprovechamiento de los hongos silvestres como recursos forestales no maderables (RFNM) nos muestran que las especies se concentran principalmente en especies saprobias y ectomicorrízicas comestibles, así como especies tóxicas ectomicorrízicas, que las especies parásitas comestibles son mínimas y que las especies saprobias y parásitas tóxicas son casi nulas. Los sitios con mayor número de especies comestibles fueron el 5 y 2, seguidos del 4 y 1, y nuevamente el sitio 3 con menor número de especies aprovechables (Figura 19).

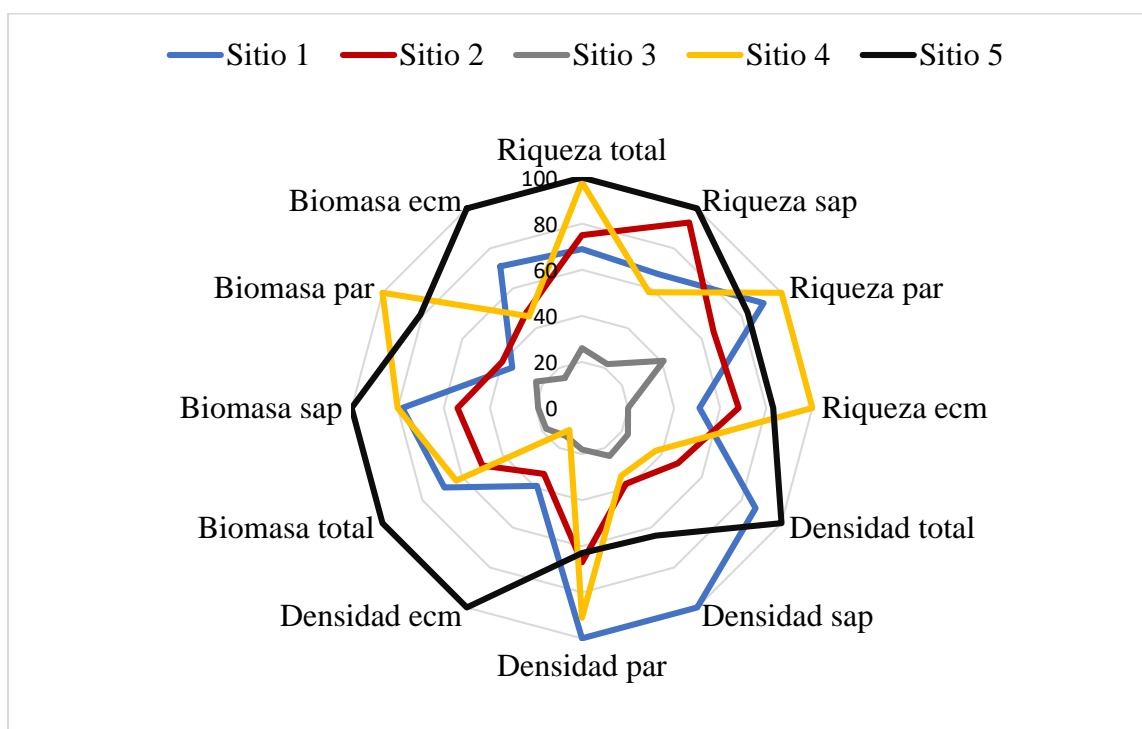


Figura 18. Representación de las áreas estudiadas con el conjunto de las variables analizadas. Análisis multicriterio (gráfica de AMIBA). Donde: sap = especies saprobias, par = parásitas y ecm = ectomicorrízicas.

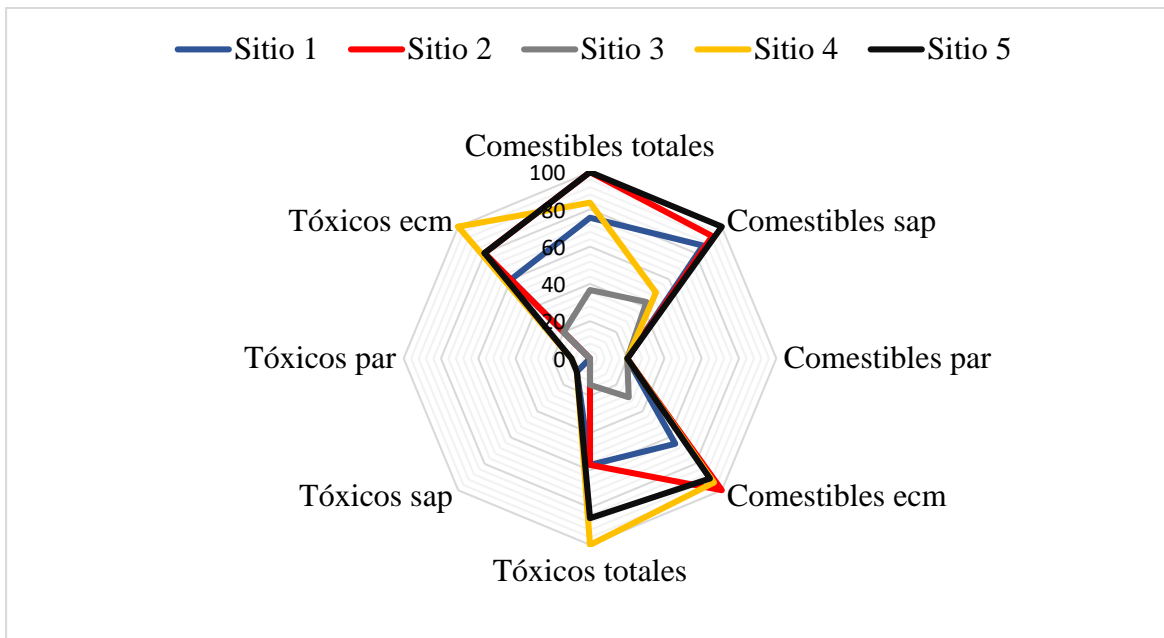


Figura 19. Representación de las áreas estudiadas con el conjunto de las variables analizadas. Análisis multicriterio (gráfica de AMIBA). Donde: sap = especies saprobias, par = parásitas y ecm = ectomicorrízicas.

El análisis PCA con todas las variables edáficas, climáticas, de vegetación y de disponibilidad (Figura 20) nos muestra que con la inercia de primeros componentes existen relaciones fuertes entre las variables analizadas. Los dos componentes principales de análisis expresan el 65.69% de la relación total del conjunto de datos; eso quiere decir que el 65.69% de las variables explican la variabilidad total por el plano. Este porcentaje es relativamente alto y, por lo tanto, el primer plano representa bien la variabilidad de los datos. Este valor es indudablemente mayor que el valor de referencia, que equivale al 30.82%, por lo que la variabilidad explicada por este plano es muy significativa (el valor de referencia es el cuantil 0.95 de la distribución de porcentajes de inercia obtenida simulando 1915 tablas de datos de tamaño equivalente sobre la base de una distribución normal).

El componente principal 1 opone variables como 1, 6, 11 y 2 (a la derecha del gráfico, caracterizado por una coordenada fuertemente positiva en el eje) variables como 8, 13, 3, 4, 14, 9 y 5 (a la izquierda del gráfico, caracterizado por una coordenada fuertemente negativa en el componente principal).

El grupo en el que se encuentran los sitios 1 y 2 (caracterizados por valores positivos en el componente principal y sus eigenvalores) comparte: valores altos para variables como machetazos, arena, caminos, calcio, tocones, pH H₂O, rastro animal, extracción de madera, densidad real y pH CaCl₂ (las variables se ordenan de la más fuerte a la más débil). Así como valores bajos para variables como punto de marchitez, capacidad de campo, humedad aprovechable, arcilla, C.I.C., porosidad y P (las variables se ordenan de la más débil a la más fuerte).

El grupo en el que se encuentran los sitios 4 y 5 (caracterizados por valores negativos en el componente principal y sus eigenvalores) comparte: valores altos para variables como P, conductividad eléctrica, arcilla, humedad, capacidad de campo, punto de marchitez, C.I.C. y riqueza vegetal (las variables se ordenan de la más fuerte). Así como valores bajos para las variables caminos cercanos, nitrógeno mineral, limo, calcio, machetazos, densidad aparente, materia orgánica y nitrógeno (variables ordenadas de menor a mayor).

El grupo en el que se encuentran el sitio 3 caracterizados por valores negativos en el componente principal y sus eigenvalores) comparte: valores altos para las variables temperatura, porosidad, compactación del suelo y carbono (las variables se ordenan de la más fuerte). Así como valores bajos para las variables humedad, riqueza, conductividad eléctrica, magnesio, calcio, riqueza vegetal, biomasa y arena (las variables se ordenan de la más débil).

Es importante mencionar que las variables arcilla, arena, humedad, capacidad de campo, punto de marchitez y machetazos están altamente correlacionadas con la dimensión 1 (correlación respectiva de 0.96, 0.92, 1, 0.99, 0.99 y 0.94).

La dimensión 2 del PCA opone sitios como el 4 y 5 (en la parte superior del gráfico, caracterizados por valores positivos en el componente principal y sus eigenvalores) al sitio 3 (en la parte inferior del gráfico, caracterizados por valores fuertemente negativos en el componente principal).

El grupo en el que se encuentran los sitios 4 y 5 (caracterizados por valores positivos en el componente principal y sus eigenvalores) comparte: valores altos para variables como fósforo, conductividad eléctrica, arcilla, humedad, capacidad de campo, punto de marchitez, C.I.C. y riqueza vegetal (las variables se ordenan de la más fuerte). Así como valores bajos para las variables caminos cercanos, nitrógeno mineral, limo, carbono, machetazos, densidad aparente, materia orgánica y nitrógeno (las variables se ordenan de la más débil).

El grupo en el que se encuentra el sitio 3 (caracterizados por valores negativos en el componente principal y sus eigenvalores) comparte: valores altos para las variables temperatura, porosidad, compactación del suelo y carbono (las variables se ordenan de la más fuerte). Así como valores bajos para las variables humedad, riqueza, conductividad eléctrica, magnesio, calcio, riqueza vegetal, biomasa, arena y disponibilidad (las variables se ordenan de la más débil).

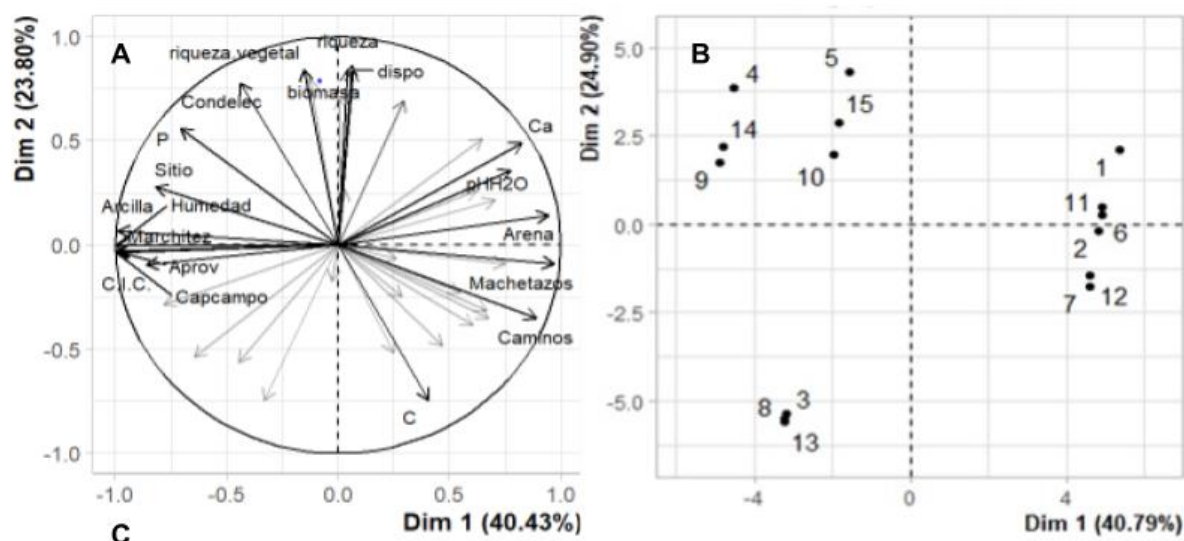


Figura 20. PCA con todas las variables medidas (A), PCA agrupado por sitios (B) y los respectivos eigenvalores (C).

Al realizar un análisis de regresión, tomando a la disponibilidad como variable de respuesta y las mediciones abióticas y bióticas como variables explicativas encontramos los mismos resultados que con el análisis de componentes principales (PCA), así como las variables más importantes que influyen en la disponibilidad de hongos silvestres (humedad, arcilla,

capacidad de campo, P, principalmente), las medidas de error y varianza explicada y el gráfico de dispersión entre observados y modelados (Figura 21). Este modelo explica el 82% de la varianza de los datos después de la validación cruzada (n = 100).

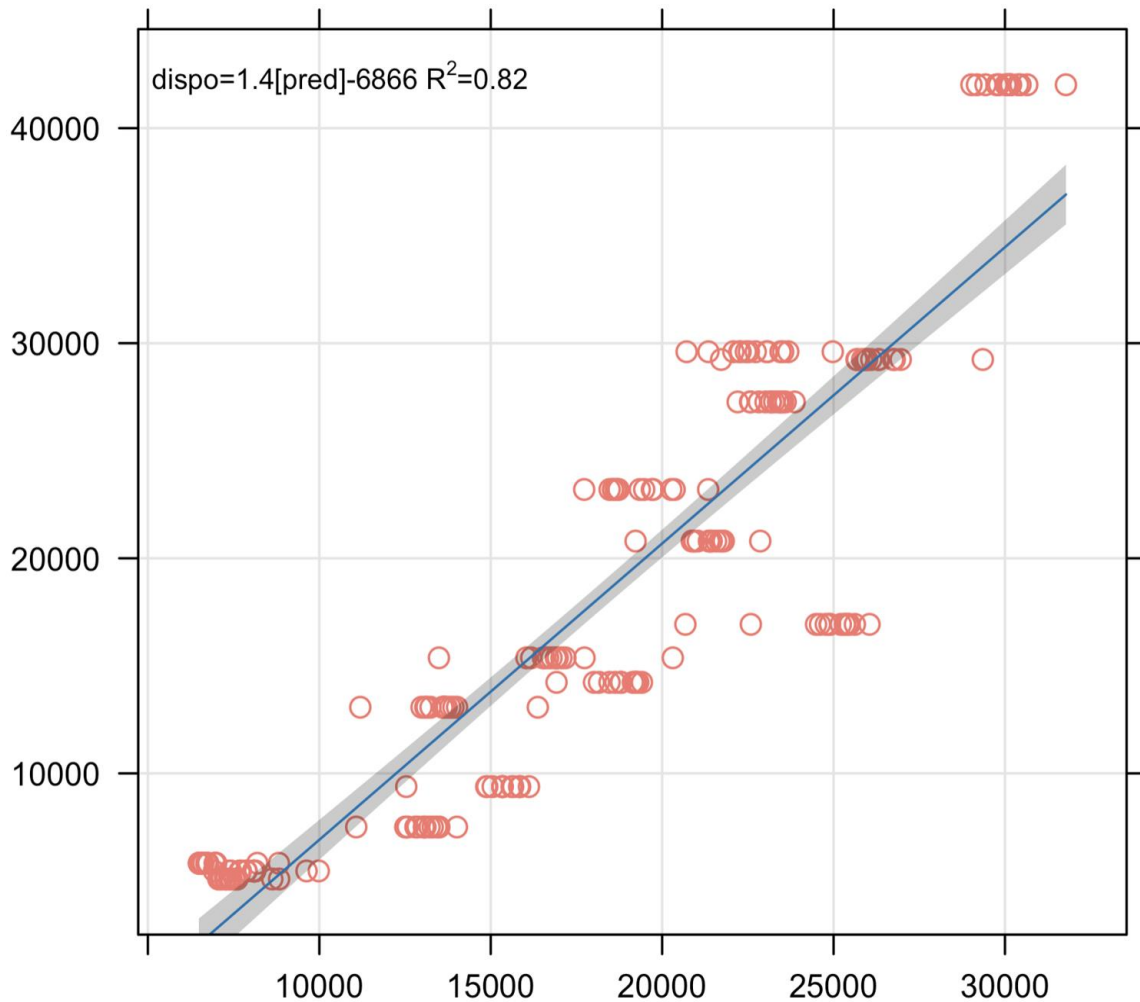


Figura 21. Regresión lineal (Random Forest) de las variables más importantes que influyen en la disponibilidad de hongos silvestres (humedad, arcilla, capacidad de campo, P y compactación del suelo) y la varianza explicada (82%); así como el gráfico de dispersión entre observados y modelados.

DISCUSIÓN

En el mundo, los recursos forestales como lo son los hongos silvestres son importantes generadores de bienes y servicios ambientales que benefician directamente a los sectores social, económico y ecológico, los tres ejes de la sustentabilidad.

El Estado de Michoacán es considerado por su vocación como un estado eminentemente forestal ya que cuenta con numerosos recursos forestales reflejados principalmente en la producción de madera, de la cual ocupa el tercer lugar nacional, primer lugar en producción de resina y quinto lugar nacional en biodiversidad. La mayoría de los ejidos y comunidades originarias con recursos forestales, han permanecido al margen de los beneficios económicos que proporcionan los bosques, selvas (SEMARNAT, 2018) y hongos.

Uno de los factores abióticos más importante para la producción de esporomas es la humedad del suelo (Mihail *et al.*, 2007) y la temperatura (Stamets, 2000). Solamente se encontraron diferencias significativas en la temperatura y humedad relativa del aire en el sitio 3 (mayor temperatura y menor humedad; $R = -0.62$; $p = 0.014$). En todos los sitios se observó que el segundo año de muestreo (2015) hubo mayor temperatura y menor humedad debido a que fue un año con poca lluvia en comparación a los otros dos años de muestreo.

Kranabetter y colaboradores (2009) sostienen que los niveles de calcio (Ca) y nitrógeno (N) son fundamentales en la distribución de especies de hongos, en especial de las ectomicorrízicas; esto es, que las altas concentraciones de nitrógeno reducen los compuestos de carbono del suelo para plantas y hongos en general. En nuestros análisis se obtuvo diferencia en los niveles de Ca siendo menores para el sitio 3. Y niveles altos de N para los sitios 1 y 3.

Una de las maneras más utilizadas para evaluar la estructura y el impacto de las perturbaciones sobre los ecosistemas es mediante percepción remota, evaluando los cambios en la cobertura vegetal (Santos-Silva *et al.*, 2011). Sin embargo, la interpretación de la cobertura de dosel no siempre refleja el estado de sucesión vegetal ni la composición vegetal de un determinado sitio (Jiménez *et al.*, 2017). Esto se pudo observar en los cinco sitios estudiados. Los sitios Agua Escondida, Las Peras y Tren Peñuelas tuvieron mayor número de especies de árboles siendo dos con una cobertura de dosel abierta y uno cerrada, mientras que los sitios con menor diversidad de árboles corresponden uno a cobertura de dosel abierta y uno cerrada. Un patrón similar se observó en el Parque nacional Insurgente José María

Morelos km 23 cercano a los sitios de muestreo (Torres-Gómez *et al.*, 2018). En ese caso las imágenes satelitales mostraron un área con cobertura de dosel cerrado resultado de programas de reforestación; sin embargo, al estudiar el sitio *in situ* se pudo constatar que la mitad de toda el área estudiada se reforestó solamente con una especie de árbol, lo que difiere de la vegetación nativa. Situaciones como la descrita generan unidades de paisaje que no se pueden diferenciar por medio de la interpretación de la cobertura de dosel y que modifican la composición vegetal y afectan la disponibilidad de otros recursos valiosos como lo son los hongos silvestres. La estructura de la vegetación está fuertemente relacionada con la riqueza de otras especies como lo son los hongos silvestres, sin embargo, si la composición vegetal es fundamental para el establecimiento de las especies de hongos en un determinado sitio, en este estudio se demuestra que no lo es para la disponibilidad de hongos, ya que el sitio 2 tiene la mitad de especies de árboles (5) con respecto a los sitios 1, 4 y 5 (10, 10 y 9 respectivamente) y su disponibilidad es mayor que el sitio 1, por lo que las diferencias encontradas son respuesta a otros factores.

Los sitios menos perturbados fueron 4 y 5 siendo estos los más diversos en composición vegetal junto con el sitio 1, por el contrario, los sitios más perturbados (2 y 1) no coinciden con una menor diversidad de árboles, el sitio 1 cuenta con 10 especies y el 2 con 5. Un resultado interesante es que el sitio 1 a pesar de tener alto impacto de las perturbaciones mantiene una alta diversidad vegetal pero no de disponibilidad de hongos y el sitio 2 tiene una mayor disponibilidad de hongos con un número bajo de especies de árboles.

Riqueza de especies

Los macromicetos se distribuyen en gradientes delimitados por la altitud, clima, barreras geográficas, tipo de suelo, vegetación, diversidad genética de cada especie y fenología de cada especie (Straatsma *et al.*, 2001). En algunos casos se ha estimado un incremento del 58% en la producción de esporomas silvestres comestibles en los gradientes altitudinales, como lo menciona Villarreal (1994) en los bosques del Cofre de Perote, Veracruz. O como Watling (1995) quien encontró el 30% de las especies de hongos en los primeros tres años en un estudio de 29 años en Strathardle, Inglaterra. Por ello autores como Hawksworth (2001) plantean que es necesario realizar monitoreos a largo plazo, por al menos 20 años, para

determinar todos los taxa de un sitio particular. Sin embargo, en este estudio con dicha metodología se encontró más del 70% de las especies de hongos silvestres en el primer año muestreado.

En total se registraron 208 especies de hongos silvestres en 3 años de muestreo, de las cuales 115 corresponden a especies ectomicorrízicas, 70 saprobias y 23 parásitas, así como 101 especies comestibles y 15 tóxicas. Estas cifras son similares a las registradas en estudios realizados en Cataluña, España, en donde también utilizaron transectos aleatorios en bosques de pinos y se efectuaron monitoreos durante cinco años. En ese estudio, Martínez de Aragón *et al.* (2007) encontraron 204 especies de hongos, de las cuales 145 corresponden a especies ectomicorrízicas y 18 saprobias. La diferencia en el número de especies saprobias puede deberse a la presencia de encinos en el presente estudio, ya que menos especies saprobias pueden desarrollarse en residuos de pinos en relación con las especies que se desarrollan en otras maderas como los encinos (Stamets, 2005; Binion *et al.*, 2008). En Washington, USA Trudell y Edmonds (2004) registraron 214 especies en un estudio de dos años en bosques de coníferas, encontrando casi el 70% de las especies en el primer año. En Portugal se encontraron 123 especies de las cuales 53 son especies ectomicorrízicas, 69 saprobias y una parásita (Santos-Silva *et al.*, 2011). En Noruega, 171 especies se registraron en un estudio de 3 años (Ferris *et al.*, 2000). O'Hanlon y Harrington (2012) encontraron 186 especies con 71 géneros en bosques de especies introducidas y bosques nativos de encinos en un estudio de tres años. Krannabetter *et al* (2009) encontraron en tres años de estudio 176 especies.

Existen otros trabajos con cifras superiores, como en Suiza en 21 años de muestreo se encontraron 408 especies (Straatsma *et al.*, 2001); en el jardín botánico de Dawyk en Edimburgo en un estudio de 8 años se encontraron 620 especies de hongos (Krivtsov *et al.*, 2003). En Viena, en un estudio de 7 años Straatsma y Krisal-Greilhuber (2003) encontraron 900 especies en solo una hectárea (Straatsma y Krisal-Greilhuber, 2003). García-Jiménez (2013) reportó 1036 especies en 28 años con transectos aleatorios en 50 localidades en Tamaulipas; de éstas especies, 614 son especies saprobias, 402 ectomicorrízicas y 20 parásitas.

En México, Gómez-Hernández *et al.* (2012) encontraron en un año de muestreo 106 especies de hongos en un bosque de pinos, de las cuales 63 especies son ectomicorrízicas. En

la región del Cofre del Perote se reportaron 53 especies ectomicorrízicas correspondientes a 22 géneros (Córdova-Chávez *et al.*, 2015).

En Michoacán, Gómez-Reyes (2014) encontró 276 especies de macromicetos en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio de las cuales 135 son ectomicorrízicas, 136 saprobias y 5 parásitas con al menos 80 especies comestibles. Zamora *et al.* (2007) en el Aguacate, municipio de Tancítaro, Michoacán encontraron 16 especies de macromicetos silvestres comestibles. Torres-Gómez *et al.* (2018) encontraron 11 especies comestibles en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos en 6.48 ha muestreadas, mientras que en el presente estudio se reportaron al menos 101 especies comestibles y 15 tóxicas en 27 ha muestreadas.

Las 208 especies registradas en los cinco sitios del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo representan el 30.14% de las especies reportadas para el estado de Michoacán (Gómez-Peralta y Gómez-Reyes, 2005).

Estos datos nos indican que los hongos silvestres reaccionan a diferentes variables bióticas y abióticas, por lo que se requiere incrementar el número de trabajos taxonómicos y ecológicos para un mejor entendimiento sobre la disponibilidad de hongos silvestres en los ecosistemas.

Densidad

La densidad de esporomas varió entre los cinco sitios muestreados y entre años; desde 159 esporomas por hectárea en el sitio con menor densidad, hasta 683 esporomas por hectárea en el sitio con mayor densidad de un total de 10977 esporomas recolectados en los cinco sitios durante tres años en 27 ha muestreadas. Esta diferencia entre el sitio con menor y mayor densidad refleja una producción de más del triple de esporomas. Los 10977 esporomas recolectados en este estudio se encuentra en el rango de los registrados en otros trabajos similares; sin embargo, se puede encontrar en la literatura especializada rangos muy distintos que van desde 145 hasta 71222 esporomas, con años de muestreo desde 1 hasta 21 y áreas muestreadas desde 0.96 a 27 ha (Tabla 16).

Tabla 16. Densidad de esporomas de otros trabajos. N.I. = No información.

Densidad	Área/ha	Años de muestreo	Lugar	Cita
71222	3.15	21	Suiza	Straatsma <i>et al.</i> , 2001
16103	23	5	España	Martínez de Aragón <i>et al.</i> , 2007
13950	N.I.	2	México	Garibay-Orijel <i>et al.</i> , 2009
10977	27	3	México	Estudio actual
3967	10.8	3	Portugal	Santos-Silva <i>et al.</i> , 2011
2448	3.15	7	Austria	Straatsma <i>et al.</i> , 2003
1225	6.48	1	México	Torres-Gómez <i>et al.</i> , 2018
1217	0.96	2	Washington	Trudell y Edmonds, 2004
145	N.I.	2	México	Córdova-Chávez <i>et al.</i> , 2015

En este estudio, la especie saprobia *Rhodocollybia badiialba* tuvo una densidad importante en los sitios 1 y 3, mientras que en los sitios 2 y 5 predominaron los esporomas de *Laccaria laccata* y *Rhodocollybia badiialba* (una ectomicorrízica y otra saprobia). En el sitio 4 predominaron especies ectomicorrízicas como *Lyophyllum* clado Vb-7 *fumosum* sp., *Amanita basii* y *Russula grata*. Los géneros *Amanita* y *Laccaria* suelen ser los más abundantes en trabajos realizados en bosques de encinos y coníferas del país (Quiñónez-Martínez *et al.*, 2005).

Las densidades mayores de las especies comestibles fueron marcadas por *Rhodocollybia badiialba* (241.6/ha), *Laccaria laccata* (123.33/ha), *Dacrymyces* sp. (102.22/ha), *Gymnopus dryophilus* (94.62/ha) y *Lactarius indigo* var. *indigo* (78.7/ha), mientras que las especies comestibles con las menores densidades fueron *Sparassis crispa*, *Ramaria* sp. 5, *Paxina* sp., *Lentinus* sp. y *Leccinum luteum* todas con 0.18/ha.

Biomasa

La biomasa de esporomas en peso fresco también fue variable entre los cinco sitios muestreados y entre años; desde 2.7 kg/ha hasta 14.8 kg/ha. Estas cifras se encuentran por debajo de las registradas en otros estudios como en Cataluña España con 29.4 kg/ha (Martínez de Aragón *et al.*, 2007), 76.3 kg/ha en Topilejo, México (Zamora-Martinez y Nieto de Pascual-Pola, 1995), o 92.1 kg/ha en el cerro de La Malinche, México en estudio de tres

años de duración y por arriba de las encontradas en un estudio previo, en la misma zona del parteaguas de la cuenca de Cuitzeo se registró una producción de 5.2 kg/ha solo de especies comestibles (Torres-Gómez *et al.*, 2018).

La biomasa de *Amanita basii* fue una de las predominantes en todos los sitios excepto en el sitio 3, donde la biomasa fue principalmente aportada por *Amanita muscaria*, *Suillus pungens* e *Hypomyces lactifluorum*.

Estos datos muestran que la producción de esporomas en el parteaguas de la cuenca de Cuitzeo está dentro del rango registrado por otros estudios similares. También muestran la enorme variación en los pesos de las diferentes especies de hongos en diferentes tipos de bosque. Esto último indica que los hongos no son homogéneos como recurso, y que cada bosque o sitio diferirá en la disponibilidad cualitativa y cuantitativa de especies. Es decir, existen sitios más propicios que otros para la producción de biomasa de hongos, sin embargo, sólo con el estudio y monitoreo constante de nuestros recursos podremos generar planes de manejo forestal sustentable.

Disponibilidad temporal

Si bien la producción de esporomas depende fundamentalmente de las variables bióticas y abióticas de cada sitio (Mihail *et al.*, 2007 y Martínez *et al.*, 2007), la disponibilidad temporal de los esporomas depende de otros factores como el tipo de esporoma que forma cada especie de hongo. Existen clasificaciones de hongos elaboradas con base en su fenología, es decir hay hongos de etapa temprana y de etapa tardía. Los primeros requieren poca demanda de C de sus hospederos y requieren concentraciones leves de N, P, mientras que los de etapa tardía requieren mayores concentraciones de estos elementos (Deacon y Fleming, 1992; Colpaert *et al.*, 1996). Sin embargo, estas diferencias no son siempre apreciadas en los ecosistemas.

En general se observaron esporomas de especies silvestres de junio a octubre mientras que, en otro sitio de la región, el cerro de Cupatitzio Chávez-León *et al.* (2009) registraron esporomas de junio a noviembre. Garibay *et al.* (2009) encontraron esporomas de junio a septiembre en Ixtlán, Oaxaca, Quiñonéz-Martínez *et al.* (2005) tuvieron una temporada más corta de producción de esporomas en Chihuahua, de julio a septiembre; Martínez de Aragón *et al.* (2007) encontraron mayor producción en septiembre y octubre, Krannabetter *et al.* (2009) registraron mayor producción en agosto y septiembre y Krivtsov *et al.* (2003)

encontraron que la disponibilidad temporal de las especies se extiende de septiembre a noviembre en Edimburgo. Estas diferencias se deben a la ubicación geográfica y las condiciones climáticas de cada sitio. La disponibilidad temporal de una misma especie puede variar también por el hospedero como lo observaron Bergemann y Miller (2002) en esporomas de *Russula brevipes* durante julio, agosto y septiembre de 1998 y 1999, pero esta misma especie al estar asociada a *Picea sitchensis* fue observada en octubre y noviembre del 2000.

Otro factor limitante en la disponibilidad de los esporomas de hongos son las propiedades físicas y químicas del suelo (Toljander *et al.*, 2006), lo que implica que los cambios en las propiedades edáficas pueden ocasionar la desaparición de algunas especies de hongos de un área en tan solo un año. Por ejemplo, Pickles *et al.* (2010) encontraron que 17 especies ectomicorrízicas estuvieron presentes en su sitio de estudio en 2004 y solo 12 de ellas en 2005, pero en cambio registraron 7 nuevas especies. En este estudio los sitios con mayor disponibilidad (5 y 4) tuvieron altos niveles de P, mientras que los sitios con menor disponibilidad (1 y 3) tuvieron valores altos de N.

Gráfica multicriterio

Las gráficas de AMIBA permiten apreciar de manera simultánea el comportamiento de la disponibilidad de hongos silvestres en los cinco sitios de muestreo, tanto con las variables ecológicas como con los grupos funcionales de aprovechamiento. La riqueza de especies, al igual que la producción total, está influenciada por características climáticas y forestales. En dichas áreas la disponibilidad se comportó de manera diferente debido a las condiciones particulares de cada sitio, de las cuales la composición vegetal y la compactación (porosidad) de los suelos fueron las que más afectaron la riqueza de especies y la producción de esporomas. Estos factores de impacto se deben a la presencia de ganado en las zonas forestales, el cual puede afectar la composición de la vegetación, pero sobre todo genera la compactación del suelo. En estos suelos compactados, el micelio se ve afectado para crecer debido a que el sustrato pierde porosidad y con ello el intercambio gaseoso y el flujo de agua, como varios autores lo han documentado en diferentes partes del planeta (Straatsma *et al.*, 2001; Toljander *et al.*, 2006).

En cuanto a las especies funcionales, la gráfica muestra que, a pesar de tener diferentes tamaños de área, los sitios 5, 2 y 1 tienen una distribución de la disponibilidad similar entre sí. El sitio 4 tiene una forma parecida, sin embargo, difiere en el número menor de especies saprobias comestibles, mientras que el sitio 3 tiene la distribución más atípica en comparación a los otros sitios y con un área significativamente menor que el resto. Esto se debe a que el sitio 3 es el sitio más perturbado, con alto valor de compactación del suelo y menor diversidad de árboles (posibles hospederos ectomicorrízicos) lo que disminuye drásticamente la disponibilidad de hongos.

CONCLUSIONES

Los sitios con mayores niveles de perturbación a causa de la presencia humana registraron niveles bajos de Ca y niveles altos de N.

El sitio 3 (Las Huertas) presentó significativamente mayor porcentaje de compactación del suelo, así como la menor riqueza de especies vegetales.

La interpretación de la cobertura de dosel no refleja el estado de sucesión ni la composición vegetal de un sitio, por lo que la validación de cada sitio es fundamental para entender las interacciones de los organismos de estudio.

Los sitios con cobertura de dosel cerrada no son necesariamente más conservados ni ricos en especies (vegetales y fúngicas).

A partir de un estudio de interpretación de cobertura forestal por medio de sistemas de percepción remota es necesario hacer una validación *in situ*.

Las comunidades de hongos silvestres se distribuyen y responden de manera heterogénea según las condiciones ambientales y las características propias del sitio. La disponibilidad de los macromicetos silvestres fue distinta entre los sitios estudiados, resaltando que la variable de perturbación más importantes es la compactación del suelo, y que las variables abióticas como altos niveles de P y bajos de N son esenciales para una mayor disponibilidad del recurso.

Los sitios con mayor disponibilidad fueron el 5 seguido del 4 (mismos sitios con menor gradiente de perturbación), mientras que el sitio 3 fue el que tuvo menor disponibilidad de hongos, pero no mayor gradiente de perturbación (con excepción de la compactación del suelo), por lo que es sumamente probable, que esta variable de perturbación sea la que más

influye en la disponibilidad de hongos silvestres. Los sitios 2 y 5 fueron en los cuales se encontró un mayor número de especies comestibles, siendo que el sitio 2 cuenta con tan solo 5 especies de árboles y el 5 con 9 incluido el género *Abies*. En todos los sitios se encontró un mayor número de especies ectomicorrízicas en comparación con las saprobias y parásitas; siendo estas últimas el número más bajo en todos los sitios. Si bien la riqueza de especies de hongos en teoría es mayor en sitios con mayor diversidad de especies de árboles, en este estudio se encontró que la relación porosidad/compactación del suelo, la cual también influye en la humedad es una variable de suma importancia y que influye en la disponibilidad de hongos silvestres de cada sitio, así como los niveles de P y N.

LITERATURA CITADA

- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Vandepitte, L., Hobern, D., Remsen, D., Schalk, P., DeWalt, R. E., Keping, M., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Abbott, J., Adlard, R., Adriaenssens, E. M., Aedo, C., Aescht, E., Akkari, N., et al. 2023. Catalogue of Life Checklist (Version 2023-05-15). Catalogue of Life. <https://doi.org/10.48580/dfs6>
- Bergemann, S. y Miller, S. 2002. Size, distribution, and persistence of genets in local populations of the late-stage ectomycorrhizal basidiomycete, *Russula brevipes*. *New phytologist*. 156: 313-320.
- Binion, D. E., Stephenson, S. L., Roody, W. C., Burdsall, H. H., Vasilyeva, L. N., & Miller, O. K. 2008. *Macrofungi Associated with Oaks of Eastern North America*. West Virginia University Press. 467 pp.
- Bonet, J., Pukkala, T., Fischer, C., Palahí, M., Aragón, J. y Colinas, C. 2008. Empirical models for predicting the production of wild mushrooms in Scot pine (*Pinus silvestris* L.) forests in the Central Pyrenees. *Annals of Forest Science*. 65: 206. 9pp.
- Colpaert, J., Van Laere, A. y Van Assche, J. 1996. Carbon and nitrogen allocation in ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* L. seedlings. *Tree Physiology*. 16: 787-793.
- Córdova-Chávez, O., Medel, R., y Mata, G. 2015. Adiciones al conocimiento de los hongos del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Micología*. (42) 25-32. ISSN: 0187-3180.

- Chuvieco S. 2008. Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio. Editorial Ariel. Barcelona, España. 597 pp.
- Deacon J. y Fleming L. 1992. Interactions of ectomycorrhizal fungi. Mycorrhiza functioning. An integrative plant process. 249-300.
- Dickie, I., y Reich, P. 2005. Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges. *Journal of Ecology*. 93: 244-255.
- Ferris, Richard, Andrew J. Peace, y Adrian C. Newton. 2000. Macrofungal Communities of Lowland Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.) and Norway Spruce (*Picea Abies* (L.) Karsten.) Plantations in England: Relationships with Site Factors and Stand Structure. *Forest Ecology and Management*. 131 (1–3): 255–67.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00218-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00218-2).
- Foster, D., Fluet, M. y Boose, E. 1999. Human or natural disturbance: landscape – scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications*. 9: 555–572.
- García-Jiménez, J. 2013. Diversidad de macromicetos en el Estado de Tamaulipas, México. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- 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.
- Gómez-Hernández, M., Williams-Linera, G., Guevara, R. y Lodge, D. 2012. Patterns of macromycete community assemblage along an elevation gradient: options for fungal gradient and metacommunity analyse. *Biodiversity Conservation*. 21: 2247–2268.
- Gómez-Peralta, M. y Gómez-Reyes, V. M. 2005. Hongos y Líquenes. En: L. E. Villaseñor (ed.), *La biodiversidad en Michoacán, estudio de Estado*, 4.5: 64-67. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Morelia, Michoacán. México.
- Gómez-Reyes, V. 2014. Micocenosis del Parque Nacional Barranca de Cupatitzio, México = Mycocenosis in the National Park Barranca del Cupatitzio, Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad de León. España. 250pp. 10.18002/10612/4238
- Hawkswort, D. 2001. Mushrooms: the extent of the unexplored potential. *International Journal of Medicinal Mushrooms*. 3:333–337.

- Huynh, M. L. 2005. Assessment of various methods of canopy cover estimation that yield accurate results with field repeatability. Northern Arizona University, Flagstaff, Arizona, USA. Recuperado de <http://nau.edu/forestry/wp-content/uploads/sites/140/2005.MHuynh.AssessmentVariousMethodsCanopyCover.pdf>
- Jardel, E. 1995. Las áreas protegidas en la práctica: una discusión sobre conservación biológica y desarrollo sustentable. En: La Conservación Biológica en México. Revista de la Universidad de Guadalajara. 23-36.
- Jiménez, A. J. L., Pérez-Salicrup, D. R., Rangel, B. L. F., Mendoza-Cantú, M. Ë., Guzmán, R. C., Andresen, E., y Ríos, J. E. M. 2017. Are changes in remotely sensed canopy cover associated to changes in vegetation structure, diversity, and composition in recovered tropical shrublands? *Plant Ecology*. 218 (8), 1021–1033.
<http://www.jstor.org/stable/45220873>
- Kranabetter, J.M., Friesen, J., y Gamiet, S. 2009. Epigeous fruiting bodies of ectomycorrhizal fungi as indicators of soil fertility and associated nitrogen status of boreal forests. *Mycorrhiza*. 19, 535–548. <https://doi.org/10.1007/s00572-009-0255-0>
- Krivtsov, V., R. Watling, S. J.J. Walker, D. Knott, J. W. Palfreyman, y H. J. Staines. 2003. Analysis of Fungal Fruiting Patterns at the Dawyck Botanic Garden. *Ecological Modelling*. 170(2–3): 393–406. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00241-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00241-2).
- Kropp, B., y Albee, S. 1996. The effects of silvicultural treatments on occurrence of mycorrhizal sporocarps in a *Pinus contorta* forest: a preliminary study. *Biological Conservation*. 78:313–318.
- Masera O., Ceron, A. y Ordóñez, J. 2001. Forestry Mitigation Options for México: Finding Synergies Between National Sustainable Development Priorities and Global Concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Climate Change*. 6: 291-312.
- Martínez de Aragón, J., Bonet, J., Fischer, C. y Colinas, C. 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecology and Management*. 252(1–3), 239–256.
<http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.040>
- Mayer, M., Matthews, B., Sandén, H., Katzensteiner, K., Hagedorn, F., Gorfer, M., Berger, H., Berger, T.W., Godbold, D.L. y Rewald, B. 2023. Soil fertility determines whether

- ectomycorrhizal fungi accelerate or decelerate decomposition in a temperate forest. *New Phytologist*. 239: 325-339. <https://doi.org/10.1111/nph.18930>
- Meyer, W. y Turner, B. 1994. Global land-use and land-cover change: report of working group A. Changes in land use and land cover: a global perspective. Cambridge University Press, Cambridge. 537pp.
- Mihail, Jeanne D., Johann N. Bruhn, y Pierluigi Bonello. 2007. Spatial and Temporal Patterns of Morel Fruiting. *Mycological Research*. 111(3): 339–46. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2007.01.007>.
- Miller, O. 1982. Mycorrhizae, mycorrhizal fungi, and fungal biomass in subalpine tundra at eagle summit, Alaska. *Holarctic Ecology*. 5(2):125–134.
- Moreno-Fuentes, A. y Garibay-Orijel, R. 2014. La Etnomicología en México. Estado del Arte. Red de Etnoecología y Patrimonio Biocultural (CONACyT)-Universidad Autónoma del 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. México. D.F. 243 pp.
- Müller, G., Schmit, J., Leacock, P., Buyck, B., Cifuentes, J., Desjardin, D., Halling, R., Hjortstam, K., Iturriaga, T., Larsson, K.-H., Lodge, D., May, T., Minter, D., Rajchenberg, M., Redhead, S., Ryvarden, L., Trappe, J., Watling, R., y Wu, Q. 2007. Global diversity and distribution of macrofungi. *Biodiversity and Conservation*. 16. 37-48. [10.1007/s10531-006-9108-8](https://doi.org/10.1007/s10531-006-9108-8).
- O'Hanlon, R. y Harrington, T. 2012. Macrofungal diversity and ecology in four Irish forest types. *Fungal Ecology*, 5(5), 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.12.008>
- Ohenoja, E. 1988. Effect of forest management procedures on fungal fruit body production in Finland. *Acta Botanica Fennica*. 136:81–84.
- Ortiz, S., Torres-Gómez, M., Benavides, A., Anaya, M., Anglés-Hernández, M., Cerón, A., Cotler, H., Cueto, J., Etchevers, D., Fernández, F., González, J., Guerrero, A., Meneses, M., Miranda, M., Pérez, M., Pulido, L., Reyes-Sánchez, L., Reynoso, V., Saynes, V., Villalobos, V., Prado, B. and Guevara, M. 2023. National Soil Strategy for Sustainable Agriculture (ENASAS): a new systemic approach in Mexico. *European Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.1111/ejss.13395>

- Pérez Moreno, J. y Read, D. 2004. Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia*, 29 (5): 239-247.
- Pickles, B., Genney, D., Potts, J., Lennon, J., Anderson, I. y Alexander, I. 2010. Spatial and temporal ecology of scots pine ectomycorrhizas. *New Phytologist*. 1-14.
- Quiñónez-Martínez, M., Garza, F. y Vargas, M. 2005. Aspectos ecológicos y diversidad de hongos ectomicorrízicos en bosque de pino y encino de 5 localidades del municipio de Bocoyna, Chihuahua. *Ciencia en la frontera*. 3: 29-38.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica de México*. 35: 25-44.
- Sánchez-González, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y bosques*. 14(1), 107-120.
- Santos-Silva, C., A. Gonçalves, y R. Louro. 2011. Canopy Cover Influence on Macrofungal Richness and Sporocarp Production in Montado Ecosystems. *Agroforestry Systems*. 82 (2): 149–59. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9374-7>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2018. Anuario estadístico de la producción forestal. 298pp.
- Stamets, P. 2000. *Growing Gourmet and Medicinal Mushrooms*. Third Edition. Ten Speed Press. 574pp.
- Stamets, P. 2005. *Mycelium Running. How mushrooms can save the world*. Ten Speed Press. Nueva York. 343pp.
- 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, 515-523. <http://dx.doi.org/10.1017/S0953756201004154>
- Straatsma, G., y Krisai-Greilhuber, I. 2003. Assemblage Structure, Species Richness, Abundance, and Distribution of Fungal Fruit Bodies in a Seven Year Plot-Based Survey near Vienna. *Mycological Research*. 107 (5): 632–40. <https://doi.org/10.1017/S0953756203007767>.
- Teschke, K. y Demers, P. 2001. *Industria del papel y de la pasta del papel*. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales: Centro de Publicaciones.
- Toledo, V. y Castillo, A. 1999. *La Ecología En Latinoamérica: Siete Tesis Para Una Ciencia Pertinente En Una Región En Crisis*. *Interciencia*. 24: 157-168.

- Toljander, J.F., Eberhardt, U., Toljander, Y.K., Paul, L.R. y Taylor, A.F.S. 2006. Species composition of an ectomycorrhizal fungal community along a local nutrient gradient in a boreal forest. *New Phytologist*. 170: 873-884. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01718.x>
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A. and Pérez-Salicrup, D. 2018. Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. *Agroforestry Systems*. 92 (2) 575–588. DOI: 10.1007/s10457-017-0081
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Pérez-Salicrup, D., Casas, A. y Guevara, M. 2023a. Wild edible mushroom knowledge and use in five forest communities in central México. *Canadian Journal of Forest Research*. 53(1): 25-37. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0043>
- Trudell, S.A., y Edmonds, R.L. 2004. Macrofungus communities correlate with moisture and nitrogen abundance in two old- growth conifer forests, Olympic National Park, Washington, USA. *Canadian Journal of Botany*. 82(6): 781–800. doi:10.1139/b04-057.
- Villanueva-Jiménez, E. et al. 2006. Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77(001) 13-22.
- Villarreal, L. 1994. Análisis ecológico-silvícola de la productividad natural de los hongos comestibles silvestres en los bosques del Cofre de Perote, Veracruz. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx. México. 158pp.
- Watling, R. 1995. Assessment of fungal diversity : macromycetes, the problems. *Canadian Journal of Botany*. 73: 15–24.
- Wilkinson L, Hill M .1994. SYSTAT for DOS: using SYSTAT, version, 11th edn. SYSTAT Inc, Evanston IL.
- Zamora-Martínez 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.
- Zamora, V., Gómez-Peralta, M., Vázquez-Marrufo, G. y Angón, M. 2007. Conocimiento etnomicológico de hongos silvestres comestibles registrados para la zona de Tancítaro, Michoacán. *Biológicas*. 9: 41-46.

Zotti, M. y Pautasso, M. 2013. Macrofungi in Mediterranean *Quercus ilex* woodlands: relations to vegetation structure, ecological gradients and higher-taxon approach. *Czech Mycology*. 65: 193-218.

CAPITULO II

**ECTOMYCORRHIZAL TREES INTERMINGLED WITHIN *CUPRESSUS*
LUSITANICA PLANTATIONS SUSTAIN THE DIVERSITY AND AVAILABILITY
OF EDIBLE MUSHROOMS**

Mariano Torres-Gómez, Roberto Garibay-Orijel, Alejandro Casas and Diego R. Pérez-Salicrup

Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms

Mariano Torres-Gómez · Roberto Garibay-Orijel ·
Alejandro Casas · Diego R. Pérez-Salicrup

Received: 15 January 2016 / Accepted: 14 March 2017
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2017

Abstract Edible mushrooms are important resources with higher economic value than other non-timber forest products (NTFPs). In this study, we assessed quantitatively how the permanence of native ectomycorrhizal trees within *Cupressus lusitanica* plantations affects the availability of edible wild mushrooms. We conducted our study in an area composed of native ectomycorrhizal oak-pine forest and no ectomycorrhizal plantations of *C. lusitanica*. Availability of saprobic and ectomycorrhizal edible mushrooms was evaluated as a multifactorial variable including density, fresh biomass weight, potential monetary value, species richness, dominance and temporal availability of edible wild mushrooms. These variables were compared between plantations and native oak-pine forest through statistical and multi-criteria analyses. No significant differences in temperature and relative humidity at the ground level or in the physical and chemical properties of the soil between the two forest

types were detected. We found greater biomass and temporal availability of edible wild mushrooms in the oak-pine forest. Nonetheless, in plantations we found 62.5% of ectomycorrhizal fungi including one species not found in the oak-pine forest (*Strobilomyces floccopus*), which indicates that native trees in the plantations maintain high diversity of wild mushrooms as well as the availability of some culinary important edible mushrooms.

Keywords Oak-pine forest · Non-timber products · Ectomycorrhizal fungi · Saprobian fungi · Forest plantations

Introduction

Non-timber forest products (NTFPs) are goods of biological origin other than wood that are harvested from forests or other areas with forest cover where land use has not been modified to agriculture (except agroforestry systems), extensive cattle raising, or urban areas (Meza 2003). Some of the most valued NTFPs are various species of edible wild mushrooms (e.g. boletes, milky caps, cantharells, morels and truffles; Alvarado-Castillo and Benitez 2009). The proper management of NTFPs can meet the needs of communities that depend on forest resources (Sheil and Wunder 2002; Garibay-Orijel et al. 2009) and this can prevent the land use change of ecosystems that are

M. Torres-Gómez · A. Casas · D. R. Pérez-Salicrup (✉)
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma
de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No.
8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta,
58190 Morelia, Michoacán, Mexico
e-mail: diego@cieco.unam.mx

R. Garibay-Orijel
Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de
México (UNAM), Ciudad Universitaria, 04510 México,
D.F, Mexico

dedicated to forest production into other land uses (Panayotou and Ashton 1992).

A common forestry management practice is the establishment of plantations for restoration purposes or for timber production (Pérez-Salicrup 2005; Pérez-Salicrup et al. 2006). Mexico has 14 million ha of commercial forest plantations, but most of the country's forest production occurs in natural forests. Nearly 75% of the timber volume is extracted from conifer and oak forests (SEMARNAT 2008). These forests have also been planted with introduced species, such as *Eucalyptus* spp. and *Casuarina equisetifolia*, and native species, such as *Cupressus lusitanica* and *Pinus* spp. (Cedeño and Pérez-Salicrup 2005). However, little effort has been made to assess whether the establishment of plantations can compromise the availability of NTFPs, particularly wild mushrooms (e.g., Villanueva-Jiménez et al. 2006; Quiñónez-Martínez 2007).

Resource availability may be defined as the ability to access and use natural resources (Garibay-Orijel et al. 2009), and it is a multidimensional variable that can be broken down into different components. In the case of mushrooms, i.e., the fruiting bodies of edible wild fungi, availability can be assessed according to variables such as abundance, density and biomass of mushrooms, their market value, timing and duration of fruiting bodies, species richness, and dominance at community level. These indicators of availability can provide an overall estimate of the edible fungi that can be used by rural and peri-urban communities with access to forest ecosystems (Garibay-Orijel et al. 2009). Mushroom production depends on abiotic variables such as temperature, relative humidity, precipitation, and physical and chemical soil characteristics, as well as biological variables such as tree species composition, which is essential for ectomycorrhizal species.

In this study, the availability of wild edible mushrooms in *C. lusitanica* plantations and remnants of native oak-pine forest in an area located in the state of Michoacán, México was evaluated. We hypothesize that, even if *Cupressus* trees do not form ectomycorrhizal associations (Harley and Smith 1983), the presence of intermingled native ectomycorrhizal trees will maintain the availability of edible mushrooms. We used this information to evaluate whether forest

management practices, such as the establishment of pure *C. lusitanica* plantations, can compromise the availability of wild edible fungi.

Materials and methods

Study site

The study was conducted in the recreational area of the Insurgente Jose Maria Morelos Park, which covers an area of 40 ha with slopes ranging from 20 to 30° and elevation range from 1972 to 2045 m. The park is located at 19°37' N and 100°59' W along the Trans-Mexican Volcanic belt in the State of Michoacán, Mexico (Fig. 1). There are no climatological stations in the park; however, data from the closest stations indicate that the annual average temperature is 15.2 °C and the average annual precipitation is 783 mm (Pérez-Salicrup et al. 2006). Soils are of volcanic origin (extrusive igneous and sedimentary) and dominated by acrisols and luvisols (INEGI 2004). Just over 50% of the park is covered by natural vegetation dominated by native oak-pine forests (Vargas-Márquez 1984), with the remainder covered by plantations of *C. lusitanica* Mill established approximately 40 years ago (Pérez-Salicrup et al. 2006).

Experimental design

The perimeter of *C. lusitanica* plantations within the park area was delimited using a geographic positioning system (GPS—GarminMap 78 s Garmin® Personal Navigator, Olathe, Kansas, U.S.A.) to define polygons of the landscape units which correspond to plantations and native oak-pine forest. Three areas of plantation and three areas of native oak-pine forest were selected, comprising a total area of 6 ha in each vegetation type. In the plantation polygons, a buffer zone of 100 m was delimited to reduce the probability of occurrence of pine and oak roots of neighboring stands within the plantations. However, it is important to note that in the plantations there were interspersed oak and pine trees (refer to section on characterization of vegetation).

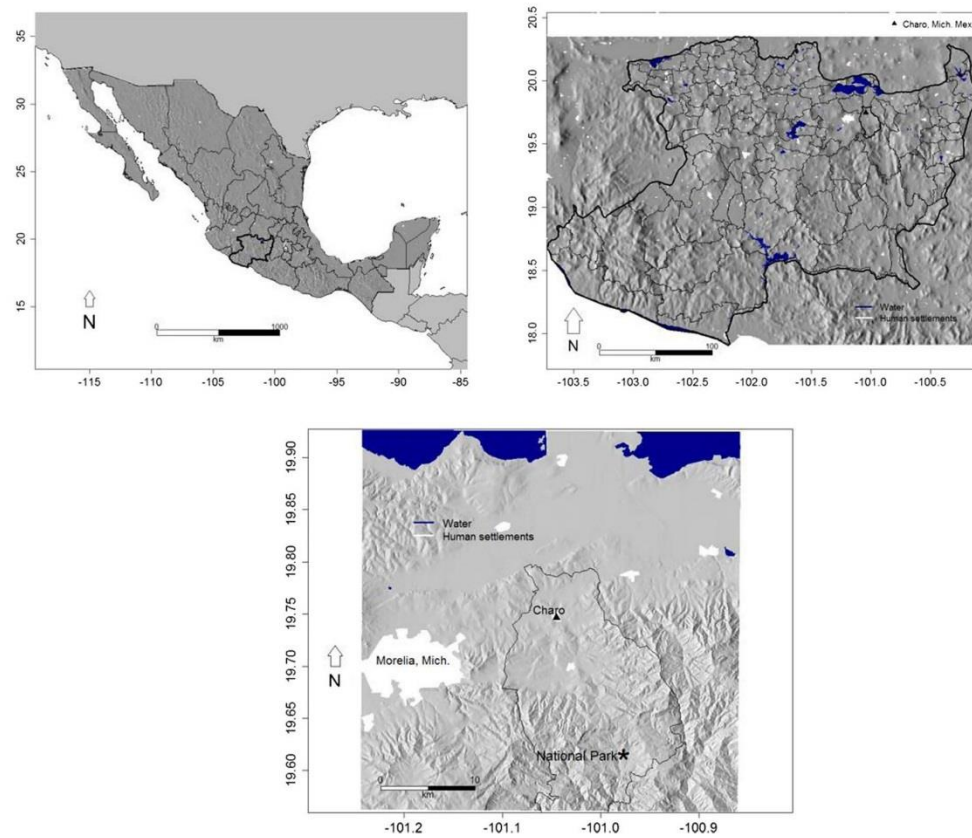


Fig. 1 Location of the Insurgente Jose Maria Morelos Park, Michoacan, Mexico. *Upper left* Michoacán State; *Upper right* Charo municipality; *Bottom* National Park

Abiotic variables

Temperature and relative humidity were measured using Onset Data Loggers HOBO (U23 Pro v2) in both plantations and native forest. Measurements were collected every hour for 24 h once a week. Similarly, two soil samples (30 cm deep at each sampling location) were collected to analyze their physical and chemical properties. The physical properties included: soil texture, saturation, porosity, field capacity, wilting point, color, classification and apparent and true densities. The chemical properties included: pH, electrical conductivity, organic matter content, organic and ammoniacal nitrogen,

concentration of phosphorus, potassium, calcium, magnesium, carbonates, mineral nitrogen, aluminum, manganese, iron, copper, boron and cation exchange capacity. Soil samples were analyzed at the Technological Institute of the Valley of Morelia, and in the Environmental Geography Research Center UNAM.

Characterization of vegetation

In order to characterize the tree composition in each forest type, two 50 × 2 m transects within each of the sampling areas were established. Tree diameter at breast height (1.3 m, DBH) and canopy of all trees DBH ≥ 5 cm were measured and identified.

Availability of edible mushrooms

Sampling was conducted following the method proposed by Garibay-Orijel et al. (2009), which considers that fungi grow in clusters and, therefore, permanent plots are not useful for sampling purposes. In each area, a 10 × 10 m grid was established to locate aleatory transects of 50 × 4 m following similar methods as proposed by Gentry (1995) to document α diversity of vegetation in tropical forests. Eighteen transects were monitored weekly, with three visits per week (nine in plantations and nine in forests) during 18 weeks between June 16 and October 15, 2010, which corresponded to the rainy season. During each visit, the number of species and number of mushrooms >2 cm in width and/or height (Bonet et al. 2004 and Garibay-Orijel et al. 2009) as well as their fresh biomass were recorded for each species. One sampling year has important limitations in the studies on diversity and structure of wild mushrooms. It is well documented that increasing the sampling years the number of species increases (Villarreal 1994) however, in this study we show the utility of quick diagnostics on the availability of this resource.

Taxonomic identification of the species

The taxonomic identity of the species described in this study was determined in accordance with the physical, chemical, macroscopic and microscopic techniques established by Cifuentes et al. (1984). Mushroom coloration was assessed according to the Sherwin Williams Color Center guide, and correlations with the Methuen colors guide (Kornerup and Wanscher 1984) were used. In addition, the species keys by Coker and Couch (1969), Breitenbach and Kranzlin (1991), Mueller (1992), Villarruel (1992), Bessette et al. (1999), Noordeloos et al. (2001), Vellinga (2003, 2008), Bessette et al. (2009), Sánchez (2011) and the website www.amanitaceae.org were used.

Analyses

Abiotic variables

The temperature and relative humidity for each hour of the day recorded by HOBO sensors were averaged for each weekly sample and the maximum and minimum

values were also averaged using the same method. The climatic conditions were analyzed by estimating the temperature and relative humidity for each of the 18 weeks of the study and forest types were compared using figures of each variable. The edaphic variables were used to compare forest types with a *t*-student test.

Characterization of vegetation

The ecological importance of each tree species in each of the two forest types was obtained using the basal area, relative frequency and relative density for each species (Curtis and McIntosh 1951). Subsequently, forest types were compared according to their tree density and basal area/ha, using *t*-tests with the SYSTAT program package, version 11. 2004. (Systat Inc., Evanston, Ill., USA; Wilkinson and Hill 1994).

Availability of edible mushrooms

Mushroom density, fresh weight, species richness, species relative dominance, and the temporary presence were used to describe the availability of edible mushrooms (Smith et al. 2002; Garibay-Orijel et al. 2009).

Mushroom density for 2010 was estimated by using the total number of mushrooms for each species per ha for each sampling area. Subsequently, a *t* test was carried out to determine if there were differences between the total number of mushrooms per ha for each forest type for each nutritional habit type (ectomycorrhizal and saprobic) and for each species. Similarly, mushroom fresh weight per ha for each forest type was compared by considering the total weight, nutritional habit and weight per species.

The price of fresh weight for each species was estimated by comparing the value of the biomass for each species under each forest type. This was performed based on previous information about prices of mushrooms in traditional markets of México, particularly in Morelia (Gómez et al. (2007), Tlaxcala (Montoya et al. 2001), Puebla (Martínez et al. 2005), the State of Mexico (Ruan-Soto et al. 2006), Tabasco and Mexico City (Arteaga and Moreno 2006), the State of Mexico (Zamora et al. 2007), Tancítaro, Michoacán and Sierra Nevada (Estrada-Martínez et al. 2009).

A species richness assessment was performed by means of a Fisher exact test (Fisher 1922) in order to determine if there were differences between fungi feeding habits and forest types. Additionally, a species accumulation curve was analyzed based on the Mao-Tau indicator for ectomycorrhizal and saprobic fungi for each area under each forest type (EstimateS program version 5.0.; Colwell and Coddington 1994). Dominance was evaluated qualitatively through a comparison of dominance curves (Curtis and McIntosh 1951) for each forest type.

Finally, to assess whether the temporary presence of edible mushrooms differed between forest types, two paired student *t*-tests were conducted: one that contrasted forest types and the other for each group of fungi according to their feeding habits.

Multi-criteria analysis

An AMOEBA-type plot (Brink et al. 1991) was conducted in order to integrate the set of variables considered for evaluating availability (16 in total) of the edible wild macrofungi in the National Park. For this method, each variable is placed on a separate axis in order to generate a radial diagram. This figure qualitatively shows the level of coverage of each variable for each indicator. The highest value for each axis represent 100%. The inverse value was used for the dominance axis, because the objective of the figure was to represent the evenness of the sampled areas.

Results

Abiotic variables

No differences in weekly average temperatures and relative humidity were identified between plantations and forests (Fig. 2). The average temperature in both forest types ranged from 14 to 16 °C, with the maximum from 17 to 22 °C and minimum from 10 to 13 °C. The average relative humidity in both units ranged from 19 to 21%, with the maximum from 20 to 24% and minimum from 15 to 18%. Only the percentage of clay showed significant differences, with a higher clay content in the *C. lusitanica* plantations ($t = 2.840$, $p = 0.047$). The percentage of sand and silt did not differ between forest types.

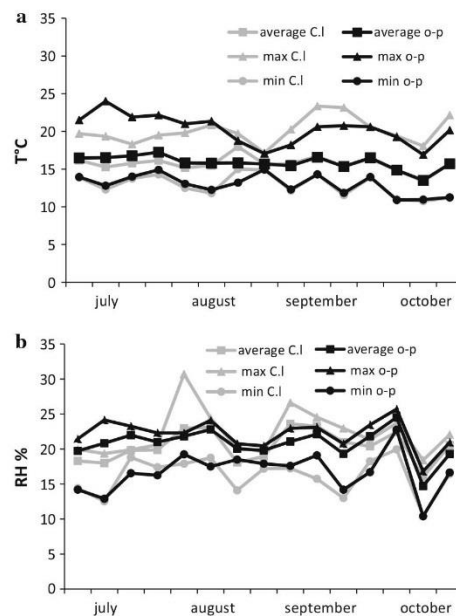


Fig. 2 Weekly, minimum and maximum averages of temperature (a) and relative humidity (b) in *C. lusitanica* plantations (C.l) and oak-pine (o-p) forest in the Insurgente Jose Maria Morelos National Park

Characterization of vegetation

The native oak-pine forest was dominated by oaks (*Q. castanea* and *Q. laeta*) followed by pines (*P. leophylla* and *P. michoacana*). As for the plantations, *C. lusitanica* had the highest dominance followed by oaks (Table 1). Almost twice as many tree species were recorded in the oak-pine forest than in the plantations (Fig. 3).

Availability of edible mushrooms

In *C. lusitanica* plantations, seven species (two saprobic and five ectomycorrhizal) were found, whereas in the native forest, ten species (three saprobic and seven ectomycorrhizal, Table 2) were found. The number of species of edible mushrooms was independent of the type of fungus and forest type ($P_{\text{Fisher}} = 1.0$).

The species accumulation curves for each of the forest types overlapped within the 95% confidence

Table 1 Tree basal diameter at breast height (1.3 m) in each forest type

Oak-pine		Plantations	
Tree species	Mean DBH	Tree species	Mean DBH
Area 1			
<i>Quercus laeta</i>	642.88	<i>Cupressus lusitanica</i>	118.56
<i>Stirax argenteus</i>	255.25	<i>Quercus castanea</i>	757.44
<i>Pinus michoacana</i>	924.01	<i>Quercus laeta</i>	254.44
<i>Quercus castanea</i>	1398.66	<i>Pinus lawsonii</i>	740.22
<i>Cupressus lusitanica</i>	920.85		
<i>Arbutus xalapensis</i>	268.80		
<i>Pinus lawsonii</i>	20.42		
Area 2			
<i>Stirax argenteus</i>	247.99	<i>Cupressus lusitanica</i>	77.99
<i>Quercus castanea</i>	2780.21	<i>Quercus laeta</i>	7885.42
<i>Pinus michoacana</i>	1637.33	<i>Quercus castanea</i>	1079.39
<i>Quercus laeta</i>	572.55		
Area 3			
<i>Quercus laeta</i>	331.91	<i>Cupressus lusitanica</i>	170.18
<i>Quercus castanea</i>	1323.52	<i>Quercus laeta</i>	4304.37
<i>Pinus michoacana</i>	104.58	<i>Quercus castanea</i>	794.50
<i>Stirax argenteus</i>	86.59		
<i>Arbutus xalapensis</i>	1057.21		
<i>Baccharis conforta</i>	24.63		

limits using the Mao Tau index, indicating that no significant differences were found for the number of species between plantations and native oak-pine forest (Fig. 4).

In total, 1225 fruit bodies of edible mushrooms were found throughout the study. Total mushroom density and saprobic mushroom density were greater in the *C. lusitanica* plantations ($t = 4.289$, $p = 0.019$, $n = 223.14$; $t = 6.998$, $p = 0.004$, $n = 192.59$, respectively), which was primarily a result of the abundance of *Gymnopus dryophilus* mushrooms (180.24 mushrooms/ha). The mushroom density of ectomycorrhizal species was higher in the oak-pine forest ($t = 4.445$, $p = 0.017$, $n = 85.49$). The difference in the density of each species was analyzed individually, but could only be compared for six species (*Gymnopus dryophilus*, *Macrolepiota mastoidea*, *Lyophyllum aff. loricatum*, *Leccinum pseudoinsigne*, *Lactarius indigo* var. *indigo* and *Laccaria* sp.) which occurred in both forest types. This also shows that five ectomycorrhizal species were found in plantations (*Lyophyllum aff. loricatum*, *Leccinum pseudoinsigne*, *Lactarius indigo* var. *indigo*, *Laccaria*

sp. and *Strobilomyces floccopus*) due the scattered oaks and pines.

The species that had higher abundance in plantations was *Gymnopus dryophilus* ($t = 7.743$, $p = 0.002$, $n = 180.24$ /ha) while the other species did not differ between plantations and oak-pine forests, which means that fungal production in both vegetation types were similar and underscores the importance and potential value of the native trees in plantations (Fig. 5). Four fungal species were only found in the pine-oak forest: *Lycoperdon perlatum* var. *peckii* (saprobic); *Amanita arkansana*, *Boletus frostii* (ectomycorrhizal); and *Hypomyces lactifluorum* (ectomycorrhizal). Only one species was unique to the plantations: *Strobilomyces floccopus* (ectomycorrhizal). In this study, *Hypomyces lactifluorum*, which is a parasitic ascomycete, was counted along with the ectomycorrhizal fungi because most of its biomass consists of infected *Russula* or *Lactarius* species (both ectomycorrhizal).

The total weight of the mushrooms per ha was higher in the oak-pine forest ($t = 2.938$, $p = 0.043$, $n = 3433.72$). Similarly, the weight of the total

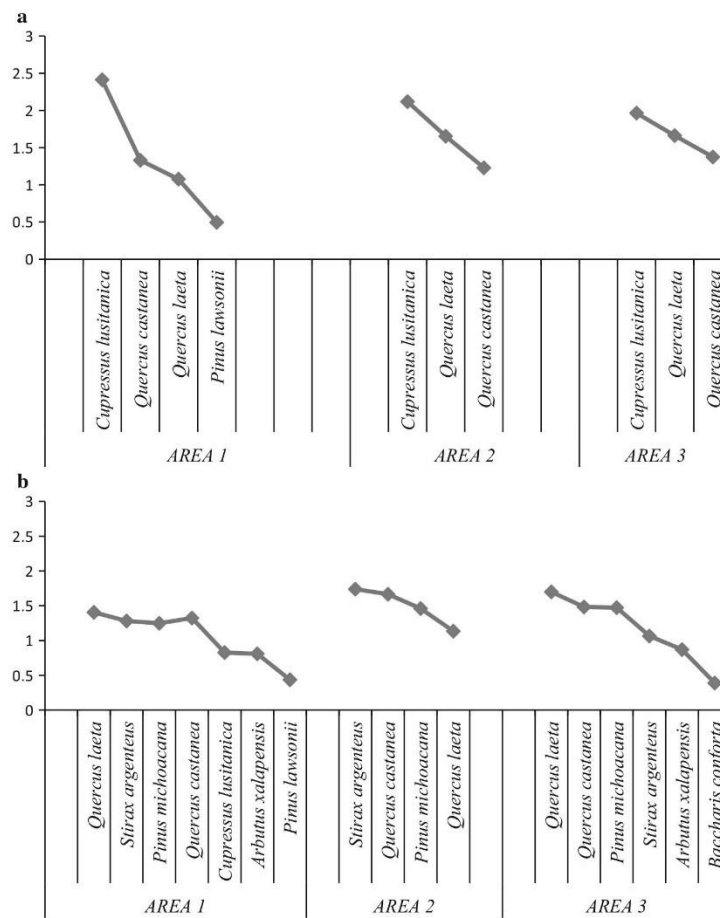


Fig. 3 Curves of the ecological importance value for tree species in the Insurgente Jose Maria Morelos National Park, Michoacan, Mexico. **a** *C. lusitanica* plantations. **b** oak-pine forest. V.E.I value of ecological importance

ectomycorrhizal mushrooms in the oak-pine forest was higher ($t = 10.748, p < 0.001, n = 2897.70$), and there were no differences between the weight of saprobic mushrooms between the two forest types ($t = 1.358, p = 0.24$). Only one species (*Lyophyllum aff. loricatum*) had greater weight per ha in the oak-pine forest ($t = 2.992, p = 0.05, n = 339.62$) when compared to the plantations. The difference in weight could only be analyzed for species present in both forest types. *Gymnopus dryophilus* had significantly higher weight in plantations. No other species had a

significant weight difference between forest types. Almost all ectomycorrhizal species had similar biomass between forest types which means that scattered oaks and pines can maintain fungal diversity and sustain the availability of this resource in plantations.

When estimating the potential market value of the recorded species, there was almost a two-fold potential income found for the edible species in the native oak-pine forest when compared to that of the plantations (2227.27 and 1191.87 USD respectively). The market

Table 2 List of species of edible wild mushroom registered in the Insurgente Jose Maria Morelos Park

Species	Habit	<i>C. lusitanica</i>	Oak-pine
<i>Gymnopus dryophilus</i>	Saprobic	X	X
<i>Macrolepiota mastoidea</i>	Saprobic	X	X
<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i>	Saprobic		X
<i>Lyophyllum</i> aff. <i>loricatum</i>	Ectomycorrhizal	X	X
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>	Ectomycorrhizal	X	X
<i>Amanita arkansana</i>	Ectomycorrhizal		X
<i>Boletus frostii</i>	Ectomycorrhizal		X
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	Ectomycorrhizal	X	X
<i>Strobilomyces floccopus</i>	Ectomycorrhizal	X	
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	Ectomycorrhizal		X
<i>Laccaria</i> sp.	Ectomycorrhizal	X	X

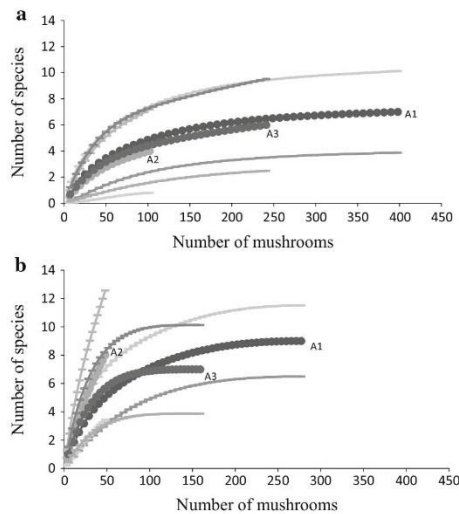


Fig. 4 Species accumulation curve of edible mushrooms in the three areas of *C. lusitanica* plantations (a, A area.) and three areas of oak-pine forest (b, A area) in the Insurgente Jose Maria Morelos Park, Michoacan, Mexico. Filled circle species accumulation curve, Filled gray rectangle = upper confidence limit and Filled black rectangle lower confidence limit

value of edible fungi in plantations was increased substantially by ectomycorrhizal mushroom species, because of scattered oak and pine individuals. This is an important reason to maintain and enrich plantations with native ectomycorrhizal host trees, so local people could make use of wild mushrooms for eating or selling while timber is ready to exploit. Therefore, if plantations did not include ectomycorrhizal tree

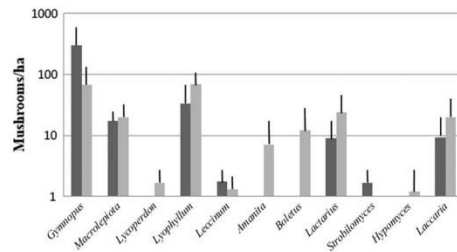


Fig. 5 Abundance per hectare of each species of edible wild mushrooms. Black plantations, gray oak-pine forest. *Gymnopus* = $p < 0.05$. Error bars represent 1 standard error of the mean

species like oaks and pines, the potential market value of the edible fungi in native oak-pine forest would be three times higher than in plantations.

The dominance figure for fungi clearly shows that in plantations there was a greater dominance generated mainly by *Gymnopus dryophilus*, while less dominance and greater equity were found in the native oak-pine forest (Fig. 6).

The total number of weeks in which edible mushrooms were found was higher in the native oak-pine forest compared to plantations only for ectomycorrhizal species ($t = 2.16$, $d.f. = 6$, $p = 0.05$), but no differences were found for saprobic species ($t = 0.52$, $d.f. = 3$, $p = 0.32$; Table 3).

The multicriteria analysis shows comprehensively the different variables that were analyzed in this study, indicating a greater wild edible mushroom availability in native oak-pine forest (Fig. 7a) than in *C. lusitanica* plantations (Fig. 7b).

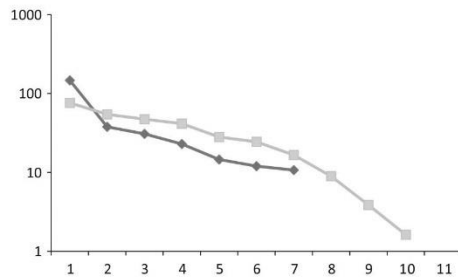


Fig. 6 Dominance of the species of wild edible mushrooms in the Insurgente Jose Maria Morelos National Park, Michoacan, Mexico. Dark line *C. lusitanica* plantations, light line oak-pine forest, squares ectomycorrhizal species, and diamonds saprobic species

Discussion

Mushrooms do not occur randomly or continuously throughout the year; rather, they depend on

environmental conditions such as precipitation, humidity and temperature (Dighton et al. 1986). Because there were no differences in temperature and relative humidity between the native forests and plantations, the differences found in the availability of wild edible mushrooms are not a result of microclimatic differences between forest types. Regarding the substrate, Miller (1982) argues that levels of calcium (Ca) and nitrogen (N) are critical for the distribution of species, particularly ectomycorrhizal species. In our study site, however, the analysis of these variables did not show differences. This result strongly suggests that differences in the availability of wild edible mushrooms in the National Park result from differences in the composition of vegetation.

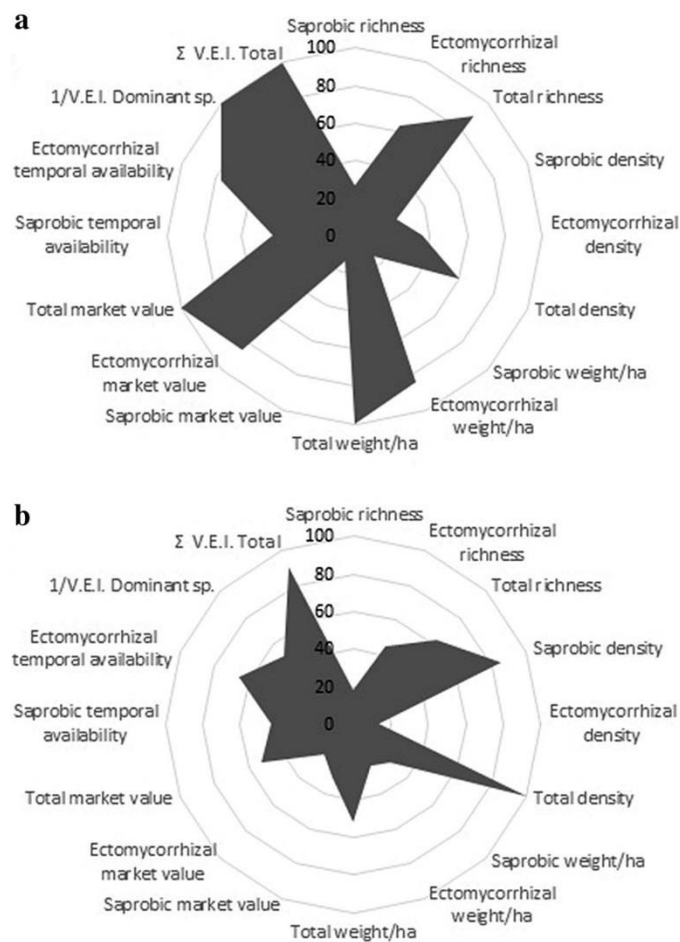
Species richness of trees in a forest influences the species richness of fungi (Villeneuve et al. 1989), especially for ectomycorrhizal species (Bills et al. 1986). In the plantations, we found a substantial richness of ectomycorrhizal mushrooms (62.5%),

Table 3 Weekly presence of each mushroom species in each forest type

	June			July				August				September			October			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>C. lusitanica</i> plantations																		
<i>Gymnopus dryophilus</i> *			X	X	X	X	X		X	X								
<i>Macrolepiota mastoidea</i> *				X		X	X	X	X	X								
<i>Lyophyllum aff. loricatum</i>					X		X											
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>												X						
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>									X			X	X	X			X	
<i>Strobilomyces floccopus</i>											X							
<i>Laccaria</i> sp.													X	X	X	X	X	
Oak-pine forest																		
<i>Gymnopus dryophilus</i> *		X	X							X								
<i>Macrolepiota mastoidea</i> *		X	X	X	X	X	X	X										
<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i> *			X															
<i>Lyophyllum aff. loricatum</i>				X	X													
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>					X			X				X						
<i>Amanita arkansana</i>						X	X	X										
<i>Boletus frostii</i>			X			X												
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypomyces lactifluorum</i>												X						
<i>Laccaria</i> sp.												X	X	X				

* Saprobic species

Fig. 7 Representation of availability of wild edible mushrooms in (a) oak-pine forests and (b) *C. lusitanica* plantations based on Multi-criteria analysis (AMOEBa graph). *V.E.I.* value of ecological importance, $1/V.E.I.$ inverse of the value of ecological importance and Σ sum of the value of ecological importance



apparently as a result of scattered oak and pine individuals (13.63%).

Out of the 1225 edible mushrooms that were recorded, *Gymnopus dryophilus* had a greater density in *C. lusitanica* plantations. This saprobic fungus is abundant in Mexico and is among the most abundant species as recorded by Garibay-Orijel et al. (2009) in Ixtlan de Juarez, Oaxaca. This is also true in Guatemala (Morales et al. 2003) and in *Pinus densiflora* forests of in Japan (Yamashita and Hijii 2006). In addition, *Lactarius indigo* var. *indigo* had the highest mushroom density in the oak-pine forest. This

ectomycorrhizal species is widely distributed in temperate oak forests in México, although it is not usually the most abundant within the genus *Lactarius*.

In total, we obtained 5.250 kg/ha of edible wild mushrooms in both forest types (0.980 kg/ha of saprobic species and 0.836 kg/ha of ectomycorrhizal species in *C. lusitanica* plantations and 0.536 kg/ha of saprobic species and 2.897 kg/ha of ectomycorrhizal species in oak-pine forests). This amount is higher than that reported by Montoya et al. (2005) in La Malinche (1.17 kg/ha), also in México. Garibay-Orijel et al. (2009) found that for *Laccaria laccata* an

average of 2.9 kg/ha was calculated in Ixtlán, Oaxaca, México. As previously mentioned, the amount of *Laccaria* sp. at the study site was scant because of the scarcity of its host plant (pines), so only 0.137 kg/ha was obtained, which is an order of magnitude smaller than what was found in Ixtlán. Gómez-Reyes (2005) found a total of 7.77 kg of fresh edible mushroom biomass in the Cupatitzio Canyon, Michoacán during a two-year study. In another two-year study on the production of edible fungi in plantations of *Pinus montezumae* in México, Zamora-Martínez and Nieto de Pascual (1995) reported 25.9 kg/ha of *Lactarius deliciosus*. These data show that the mushroom production observed in 2010 in our study site was within the range reported by other studies and that the enormous variation in the weights of different species of fungi in different forests indicated that fungi are not homogeneous as a resource, and there is significant variation between sites in the availability of this NTFP.

Fungi collected in the oak-pine forest had almost twice as much potential market value than the fungi collected in plantations, which confirms the importance of having ectomycorrhizal hosts in these forests. Sites dominated by ectomycorrhizal hosts can increase the production of high-value mushrooms; therefore, additional monetary income could be provided to the rural and urban inhabitants while maintaining forest ecosystem processes (Dighton et al. 1986), then local people could make use of wild mushrooms while timber is ready.

Our results lie in the lower range of species richness for studies conducted in the State of Michoacán, Mexico. For example, Zamora et al. (2007) found 16 species of edible wild macrofungi in pine forests with relicts of oak forest in Tancítaro; Gómez et al. (2007) found that 15 species of edible mushrooms are used in markets and fairs in Morelia; and Torres-Gómez (2008) found 14 wild edible species in Arantepacua pine-oak forests. In the Barranca de Cupatitzio National Park, Gómez (2005) found 26 edible species in a sample area of 0.8 ha over a two year period, and Chávez-León et al. (2009) found 37 edible species in pine-oak forests in an area of 0.8 ha in Cupatitzio, over the same period.

We believe that the species richness in this study is low for several reasons. First, plant diversity in the study area is low because half of the sampled area belongs to *C. lusitanica* plantations, which does not

form ectomycorrhizal associations. Second, this study was conducted during one single rainy season (2010), and it is well documented that when the study is carried out for a longer time period, the number of species may increase (Hawksworth 2004). Finally, it is important to note that not all of the species produce mushrooms annually. This phenomenon has also been observed by Hintikka (1988) and Tyler (1989) in other parts of the world. However, our estimates demonstrate that with data of a single year, it is possible to generate reliable estimates of mushroom availability. This is particularly important to generate base lines to mushroom exploitation accompanied by long term monitoring programs.

Saprobic species were dominant in plantations, whereas ectomycorrhizal species were dominant in oak-pine forest. The species dominance curve in the plantations shows that it is strongly dominated by a single species (*Gymnopus dryophilus*), whereas in the oak-pine forest, the species dominance is more equitable. These differences could be explained by variability in the composition of tree species between forest types: one with ectomycorrhizal hosts and one without such hosts; the specificity of the ectomycorrhizal species is obvious.

Wild edible fungi can be harvested at different times within the rainy season. Species growing in the early part of the rainy season require a low carbon demand and low concentrations of nitrogen and phosphorus; whereas species growing later on the rainy season require higher concentrations of these elements (Deacon and Fleming 1992; Colpaert et al. 1996). In this study, saprobic species produced mushrooms at the beginning of the rainy season (June) and the ectomycorrhizal species were observed by mid-August in *C. lusitanica* plantations. In oak-pine forest, there was not a marked seasonal difference in availability between these two groups of fungi.

The multi-criteria analysis provides a comprehensive comparison that shows greater availability of edible wild mushrooms in the native oak-pine forest. The plot plantation area was smaller than the forest; nonetheless, it shows the enormous importance of the scattered native trees in plantations that sustain similar fungal diversity, particularly of edible ones.

Clearly, these trees provide a significant functional component to the ecosystem as reservoirs of ectomycorrhizal niches and inoculum. This finding suggests that when establishing plantations, individuals of

native species should be preserved so that the integrity of ecosystem processes may be partially maintained. In addition, it is recommended that *C. lusitanica* plantations be enriched with native *Pinus* and *Quercus* species, which could result in a greater availability of edible ectomycorrhizal fungi, which are generally larger in size and of culinary interest.

Conclusions

The diversity of wild edible mushrooms is higher in native mixed forests than in monodominant plantations with tree species that do not develop ectomycorrhizal associations. Tree communities that serve as an ectomycorrhizal inoculum reservoir are of great importance for the establishment of plantations as a management practice. This was observed in the oak-pine forest, which provided almost twice the total wild edible mushroom fresh biomass. The availability of edible wild mushrooms was higher in the native oak-pine forest, which indicates that the establishment of plantations that include non-ectomycorrhizal species (e.g., *C. lusitanica*) as a forest management practice compromises the availability of NTFPs such as wild edible mushrooms. But leaving or enriching plantations with ectomycorrhizal host trees can provide food and important income for families in underserved rural and urban areas and improve ecosystem processes (nutrient cycling, soil forming, decomposing litter, etc.) while timber is ready.

Acknowledgments We would like to thank the Postgraduate Program in Biological Sciences from Universidad Nacional Autónoma de México and the National Council for Science and Technology CONACyT for the financial support provided to conduct postgraduate studies of Mariano Torres-Gómez. We would also like to thank the Joint Fund for the Promotion of Scientific and Technological Research CONACyT- from the Government of the State of Michoacán and partial funding provided under the MICH-2009-C05-112966 project. We also like to thank Pablo Jaramillo López and Todd Frederiksen for their comments on a previous version of the manuscript and to Mario Guevara Santamaría for the help in creating the site map.

References

Alvarado-Castillo G, Benítez G (2009) El enfoque de agrosistemas como una forma de intervención científica en la

- recolección de hongos silvestres comestibles. Trop Subtrop Agroecosys 10:531–539
- Arteaga M, Moreno Z (2006) Los hongos comestibles silvestres de Santa Catarina del Monte, Estado de México. Rev Chapingo Ser Cie 12(2):125–131
- Bessette A, Roody W, Bessette A (1999) North American boletes. A color guide to the fleshy pored mushrooms. Syracuse University Press, Syracuse, p 396
- Bessette A, Harris D, Bessette A (2009) Milk mushrooms of North America. A field identification guide to the genus *Lactarius*. Syracuse University Press, Syracuse, p 297
- Bills G, Holtzmann G, Miller O (1986) Comparison of ectomycorrhizal basidiomycete communities in red spruce versus northern hardwood forests of West Virginia. Can J Bot 64:760–768
- Bonet J, Fisher C, Colinas C (2004) The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forests of the central Pyrenees. For Ecol Manag 203(1–3):157–175
- Breitenbach J, Kranzlin F (1991) Fungi of Switzerland. A contribution to the knowledge of the fungal flora of Switzerland. Boletes and Agarics, vol 3. Mykologia, Lucerne, p 361
- Brink B, Hosper S, Colijn F (1991) A quantitative method for description & assessment of ecosystems: the AMOEBA-approach. Mar Pollut Bull 23:265–270
- Cedeño G, Pérez-Salicipru D (2005) La legislación forestal y su efecto en la restauración en México. In Sánchez E.O, Peters R, Márquez-Huitzil E, Vega G, Portales M, Valdez and D Azuara (eds) Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service (FWS), Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F. ISBN. 968-817-724-5. 87-101
- Chávez-León G, Gómez-Reyes V, Gómez-Peralta M (2009) Riqueza de macromicetos del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. Cien For Mex 34(105):73–97
- Cifuentes J, Villegas M, Pérez-Ramírez R, Hernández M (1984) Guía de campo para la recolecta de macromicetos. UNAM, México, D.F.
- Coker W, Couch J (1969) The Gasteromycetes of the Eastern United States and Canada. Cramer, Bibliotheca Mycologica. J, p 201
- Colpaert J, Van Laere A, Van Assche J (1996) Carbon and nitrogen allocation in ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* L. seedlings. Tree Physiol 16(9):787–793
- Colwell R, Coddington J (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philos Trans R Soc Lond, B Biol Sci 345:101–118
- Curtis J, McIntosh R (1951) An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32:476–496
- Deacon J, Fleming L (1992) Interactions of ectomycorrhizal fungi. In: Allen MA (ed) Mycorrhizal functioning. Chapman & Hall, New York, pp 249–300
- Dighton J, Poskitt J, Howard D (1986) Changes in occurrence of basidiomycete fruit bodies during forest stand development with specific reference to mycorrhizal species. Trans Br Mycol Soc 87(1):163–171

- Estrada-Martínez E, Guzmán G, Tovar D, Ortega R (2009) Contribución al conocimiento etnomicológico de los hongos comestibles silvestres de mercados regionales y comunidades de la Sierra Nevada, México. *Interciencia* 34(1):25–33
- Fisher R (1922) On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. *J R Stat Soc Series B* 85(1):87–94
- Garibay-Orijel R, Martínez-Ramos M, Cifuentes J (2009) Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev Mex Biodivers* 80:521–534
- Gentry A (1995) Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock S, Mooney HA, Medina E (eds) *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 146–190
- Gómez V (2005) Diversidad de hongos ectomicorrízicos y su relación con diferentes unidades ambientales en el Parque Nacional Barranca de Cupatitzio, Uruapan, Michoacán. Master's Thesis. UMSNH. p 67
- Gómez M, Gómez-Reyes V, Angón M, Castro L (2007) Comercialización de hongos silvestres comestibles en los mercados y tianguis de Morelia, Michoacán. *Biológicas* 9(1):81–86
- Harley J, Smith S (1983) *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, London, p 483
- Hawksworth D (2004) Fungal diversity and its implications for genetic resource collections. *Stud Mycol* 50:9–18
- Hintikka V (1988) On the macromycete flora in oligotrophic pine forest of different ages in South Finland. *Acta Bot Fennica* 136:89–94
- Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI) (2004) *Anuario estadístico del estado de Michoacán*. Interactive Cd
- Kornerup A, Wanscher J (1984) *Methuen handbook of colour*, vol 3. Methuen, London
- Martínez D, Nava D, Sobal M, Bonilla M, Mayett Y (2005) Marketing channels for wild and cultivated edible mushrooms in developing countries: the case of Mexico. *Micol Aplicada Int* 17:9–20
- Meza R (2003) Importancia y práctica de sistemas agroforestales. Inifap. p 2
- Miller O (1982) Mycorrhizae, mycorrhizal fungi, and fungal biomass in subalpine tundra at eagle summit, Alaska. *Holarct Ecol* 5(2):125–134
- Montoya A, Estrada A, Kong A, Juárez L (2001) Commercialization of wild mushrooms during market days of Tlaxcala, México. *Micol Aplicada Int* 13(1):31–40
- Montoya A, Arias D, Agudelo M (2005) Contribución al conocimiento de los hongos macromicetos del resguardo indígena nuestra señora de la candelaria de la montaña Riosucio, Caldas. *Bol Cient Mus His Nat* 9:21–32
- Morales O, Bran M, Cáceres R, Flores R (2003) Contribución al conocimiento de los hongos comestibles de Guatemala. 19 p. Available at: <http://mushroom.uark.edu/publications/moralesetal2003.pdf>
- Mueller G (1992) Systematics of *Laccaria* (Agaricales) in the continental United States and Canada, with discussions on extralimital taxa and descriptions of extant types. *Field Museum of Natural History*, Chicago, p 180
- Noordeloos M, Kuyper T, Vellinga E (2001) *Flora Agaricina Neerlandica*. Critical monographs on families of agarics and boleti occurring in the Netherlands, vol 5. Balkema Publishers, Netherlands, p 189
- Panayotou T, Ashton P (1992) *Not by timber alone: economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington, DC, p 283
- Pérez-Salicrup D (2005) La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. pp. 79–86 In Sánchez O, E, Peters R, Márquez-Huitzil E, Vega G, Portales M, Valdez, y D. Azuara (eds). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, US Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F. ISBN. 968-817-724-5
- Pérez-Salicrup D, Peñaloza-Guerrero C, Aguilar-Eleutério A (2006) Regeneration of *Syrax argenteus* in natural forest and in plantations of *Cupressus lindleyi* in Michoacán, México. *New For* 32:231–241
- Quiñónez-Martínez M (2007) Diversidad y abundancia de hongos ectomicorrízicos en comunidades forestales del Municipio de Bocoyna, Chihuahua. PhD Thesis. Universidad Autónoma de Chihuahua. Facultad de Zootecnia. p 87
- Ruan-Soto F, Garibay-Orijel R, Cifuentes J (2006) Process and dynamics of traditional selling wild edible mushrooms in tropical Mexico. *J Ethnobiol Ethnomed* 2(1):3
- Sánchez S (2011) *Sistemática molecular de las especies de Amanita sección caesarea*. Master's Thesis. UNAM. p75
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008) *Anuario Estadístico de la Producción Forestal*. México. p 222
- Sheil D, Wunder S (2002) The value of tropical forest to local communities: complications, caveats and cautions. *Conserv Ecol* 6(2):9–25
- Smith J, Molina R, Huso M, Luoma D, McKay D, Castellano M, Lebel T, 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. *Can J Bot* 80:186–204
- Torres-Gómez M (2008) Conocimiento y uso popular de macromicetos silvestres en la comunidad de Arantepacua, Municipio de Nahuátzen, Michoacán, México. Thesis. UMSNH. p 92
- Tyler G (1989) Edaphical distribution and sporophore dynamics of macrofungi in hornbeam (*Carpinus betulus* L.) stands of south Sweden. *Nova Hedwigia* 49:239–253
- Vargas-Márquez F (1984) *Parques nacionales de México y reservas equivalentes: pasado, presente y futuro*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México, p 266
- Vellinga E (2003) *Chlorophyllum* and *Macrolepiota* (Agaricaceae) in Australia. *Australian Syst Bot* 16:361–370
- Vellinga E (2008) *Chlorophyllum*. p 6. Available at <https://nature.berkeley.edu/brunslab/ev/CHLOROPHYLLUM.pdf>
- Villanueva-Jiménez E, Villegas M, Cifuentes J, León H (2006) Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Rev Mex Biodivers* 77:17–22

- Villarreal L (1994) Análisis ecológico-silvícola de la productividad natural de los hongos comestibles silvestres en los bosques del Cofre de Perote, Veracruz. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México. p 158
- Villarruel J (1992) Contribución al conocimiento del Género *Collybia* (Tricholomataceae) en el centro y sur de México. Facultad de ciencias, UNAM, p 91
- Villeneuve N, Grandtner M, Fortin J (1989) Frequency and diversity of ectomycorrhizal and saprophytic macrofungi in the Laurentide Mountains of Quebec. *Can J Bot* 67(9):2626–2629
- Wilkinson L, Hill M (1994) SYSTAT for DOS: using SYSTAT, version, 11th edn. SYSTAT Inc, Evanston IL
- Yamashita S, Hijii N (2006) Spatial distribution of the fruiting bodies of Agaricales in a Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest. *J For Res* 11:181–189
- Zamora V, Gómez M, Vázquez G, Angón M (2007) Conocimiento etnomicológico de hongos silvestres comestibles registrados para la zona de Tancítaro, Michoacán. *Biológicas*. 9:41–46
- Zamora-Martínez M, Nieto de Pascual-Pola C (1995) Natural production of wild edible mushrooms in the southwestern rural territory of Mexico City, Mexico. *For Ecol Manag* 72:13–20

CAPITULO III

WILD EDIBLE MUSHROOM KNOWLEDGE AND USE IN FIVE FOREST COMMUNITIES IN CENTRAL MÉXICO

**Mariano Torres-Gómez ^{a*}, Roberto Garibay-Orijel ^b, Diego R. Pérez-Salicrup ^a,
Alejandro Casas ^a and Mario Guevara ^c**

^aInstituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190. Morelia, Michoacán, México.

^bInstituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad Universitaria, 04510, México, CDMX.

^c Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla. Blvd. Juriquilla 3001, La Mesa, 76230 Juriquilla, Qro.

Wild edible mushroom knowledge and use in five forest communities in central México

Mariano Torres-Gómez ^a, Roberto Garibay-Orijel ^a, Diego R. Pérez-Salicrup ^a, Alejandro Casas ^a, and Mario Guevara ^a

^aInstituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, Morelia 58190, Michoacán, México; ^bInstituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad Universitaria, Ciudad de México 04510, México; ^cCentro de Geociencias – Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Juriquilla La Mesa, Boulevard Juriquilla 3001, Campus UNAM 3001 Juriquilla 76230, Querétaro, México

Corresponding author: **Mariano Torres-Gómez** (email: mtorres@cieco.unam.mx)

Abstract

Wild edible mushrooms are non-timber forest products highly valued as food supplements and a source of income for rural communities. The objective is to quantify the use and knowledge of wild edible mushrooms across forest socio-ecosystems of central México. We conducted 40 household structured surveys in five Mestizo communities in the state of Michoacán (central-western México) to evaluate their mycological knowledge. We also compare the knowledge of these Mestizo people with that of the surrounding Indigenous communities. We compiled and updated a list of the wild edible mushrooms used in the whole state, which contains 243 mushroom species used out of the 371 used in México. Here, in these five communities, we recorded 13 species currently used (a median of seven). In four communities, 1 kg of mushrooms on average is collected per harvesting trip, whereas in one of the communities, people extracted 3 kg of mushrooms per trip on average and 5–15 kg per season, respectively. The most used and valued species were *Amanita basii*, *Amanita jacksonii*, and *Hypomyces lactifluorum*. Despite being highly valued resources, land managers do not include mushrooms in the decision-making process for planning forest management. We found that knowledge and use of wild edible mushrooms in Mestizo communities are lower than those in regional Indigenous communities in localities with similar climate and forest vegetation. Fungal resources like wild edible mushrooms in the area are therefore underutilized, making forested areas more vulnerable to land-use change. Promotion of mycological knowledge may contribute to enhancing forest conservation policies.

Key words: wild edible mushrooms, ethnomycology, forest management, fungi use and conservation, Michoacán

Résumé

Les champignons sauvages comestibles sont des produits forestiers non ligneux (PFNL) très appréciés comme compléments alimentaires et comme source de revenus pour les communautés rurales. Notre objectif est de quantifier l'utilisation et la connaissance des champignons sauvages comestibles dans les écosystèmes sociaux forestiers du centre du Mexique. Nous avons mené 40 enquêtes structurées auprès des ménages dans cinq communautés métisses de l'État de Michoacán (centre-ouest du Mexique) afin d'évaluer leurs connaissances mycologiques. Nous comparons également les connaissances de ces métis avec celles des communautés autochtones environnantes. Nous avons compilé et mis à jour une liste des champignons sauvages comestibles utilisés dans tout l'État, qui contient 243 espèces de champignons utilisées sur les 371 utilisées au Mexique. Ici, dans ces cinq communautés, nous avons enregistré 13 espèces actuellement utilisées (une médiane de sept). Dans quatre communautés, on recueille en moyenne 1 kg de champignons par voyage de récolte, tandis que dans l'une d'entre elles, les gens extraient 3 kg de champignons par voyage en moyenne et 5 à 15 kg par saison, respectivement. Les espèces les plus utilisées et les plus appréciées étaient *Amanita basii*, *Amanita jacksonii* et *Hypomyces lactifluorum*. Bien qu'il s'agisse de ressources très appréciées, les administrateurs du territoire n'incluent pas les champignons dans le processus décisionnel de planification de la gestion forestière. Nous avons constaté que la connaissance et l'utilisation des champignons sauvages comestibles dans les communautés métisses sont inférieures à celles des communautés autochtones régionales dans des localités au climat et à la végétation forestière similaires. Les ressources fongiques comme les champignons sauvages comestibles de la région sont donc sous-utilisées, ce qui rend les régions forestières plus vulnérables aux changements d'affectation des terres. La promotion des connaissances mycologiques peut contribuer à améliorer les politiques de conservation des forêts. [Traduit par la Rédaction]

Mots-clés : champignons sauvages comestibles, ethnomycologie, gestion forestière, utilisation et conservation des champignons, Michoacán

Introduction

Wild edible mushrooms are non-timber forest products (NTFPs) highly valued as food supplements and sources of income for rural communities (Garibay-Orijel et al. 2009). The study of the use and knowledge of wild edible mushrooms in forest ecosystems belongs to the field of ethnomycology. Ethnomycology is an area of ethnobiology that studies the traditional knowledge, use, management, and socio-ecological implications derived from the relationship between humans and fungi (Moreno-Fuentes et al. 2001). Ethnomycology was initially conceived as a discipline to study the role that psychoactive fungi played in the history of humanity (Wasson and Wasson 1957). Nowadays, ethnomycological studies of local knowledge about wild edible mushrooms in forest ecosystems can promote their proper use, conservation, and management and may reduce incentives for land-use change by managing wild edible mushrooms as a productive activity that can contribute to preventing the loss of forest tree cover (Garibay-Orijel et al. 2010).

Indigenous rural communities have comprehensive knowledge about wild edible mushrooms across forest ecosystems (Mayett et al. 2004; Belcher 2005). These people transmit knowledge about wild edible mushrooms from parents to children and, in some cases, collectively from generation to generation, which has allowed them to accumulate important bodies of empirical mycological knowledge, including their ability to differentiate between edible and toxic species and to identify them with a wide variety of vernacular names (Guzmán 1990). In México, particularly in the central and western regions of the country (e.g., the temperate forest ecosystems in the state of Michoacán), there is a wide range of knowledge and use of wild edible mushrooms. Some communities use several wild edible mushrooms for food and medicine primarily, while other communities still consider them to be most toxic (Guzmán 1990; Ruan-Soto et al. 2013), and just a few manage this highly valued resource and incorporate them into their forest management practices to promote the presence and therefore the fruitbody production of some the most highly valued wild edible mushrooms species (Pilz et al. 2003; Pettenella and Secco 2006; Martínez et al. 2007; Pilz et al. 2007; Garibay-Orijel et al. 2010). While there is evidence that ethnomycological knowledge and use are particularly extensive among Indigenous peoples (Garibay-Orijel et al. 2010), few studies have documented the use and management of wild edible mushrooms by non-Indigenous (Mestizo) rural communities (Ruan-Soto et al. 2013), particularly across the forest ecosystems of central México. México is the second country in the world (after China) with the highest number of mushrooms traditionally consumed (around 371 and 1000, respectively; Garibay-Orijel and Ruan-Soto 2014). In a recent review of ethnomycological contributions conducted worldwide between 2000 and 2013, 30 (24%) out of a total of 124 studies were conducted in México, documenting the consumption of at least 371 species of mushrooms, mostly by Indigenous people (Moreno-Fuentes and Garibay-Orijel 2014). Furthermore, the review clearly pointed out that most studies focused on Indigenous communities with rich ethnomy-

cological knowledge. Nonetheless, Mestizo communities currently own and manage the most significant proportion of forested areas in México (SEMARNAT 2018). Therefore, it is essential to document their current knowledge and use of wild edible mushrooms as well as to evaluate whether the harvesting of wild edible mushrooms is essential in the planning and implementation of forest management practices (Pilz et al. 2003; Pettenella and Secco 2006; Pilz et al. 2007; Garibay-Orijel et al. 2010).

México hosts the most significant diversity of pine and oak species in the world (60 and 150 species, respectively). Forest ecosystems dominated by *Pinus* and *Quercus* are the primary sources of timber production, as 70% of the timber wood volume harvested in México comes from these genera (SEMARNAT 2018). Because pine and oak species host most of the ectomycorrhizal mushrooms collected in México, the legacies of previous forest management may likely affect the structure and composition of trees, which in turn should influence the richness of wild edible mushroom species (Garza-Ocañas et al. 2014). In general, wild mushroom species richness is higher in mixed forests than in forests where one or few ectomycorrhizal host species dominate due to higher tree diversity (Torres-Gómez et al. 2018; Ruan-Soto et al. 2021). Hence, documenting knowledge and possible management of wild edible mushroom species by Mestizo communities in pine and oak forests is particularly relevant due to the intrinsic relation between trees, humans, and fungi. Mushroom harvesting is an activity considered a boost strategy for sustainable development due to the biology of the organisms, their use is less harmful compared to other common types of extraction (like timber or mining), and they also have an impact on people's food self-sufficiency. They are part of the communities' biocultural heritage and economic income in rural and Indigenous households. This multidisciplinary study is located between the conceptual limits of forest sciences, ethnomycology, and sustainability. Thus, our results are appealing to a large variety of users of such information who are interested in those research areas.

The main objective of this study is to evaluate ethnomycological knowledge and use of five rural communities located in the forest environments of the state of Michoacán, México, using semiquantitative and qualitative methods (Ruan-Soto et al. 2006). These rural communities represent the predominant forest socio-ecosystems of the region (21% of Mexico and 84% of the region). We also evaluate whether land managers in forest management strategies consider ethnomycological knowledge about wild edible mushrooms. In addition, we compare the information from our study with data about wild edible mushroom use and knowledge of surrounding Indigenous communities. We finally present an updated list of wild edible mushrooms in the analyzed area that will contribute to a better understanding of wild edible mushrooms' potential in forest conservation. This information assesses the mycological knowledge of non-Indigenous rural people in central-western México, and how wild edible mushrooms might be considered in forest management strategies.

Fig. 1. Study sites location. (A) México. (B) Michoacán. (C) Location of the five studied localities and their municipal boundaries: 1, Agua Escondida; 2, Las Mesas; 3, Las Huertas; 4, Las Peras; and 5, Tren Peñuelas. Map was generated with ArcMap ArcGIS Desktop 10.3, UTM coordinates, shape, and boundary data files from INEGI.

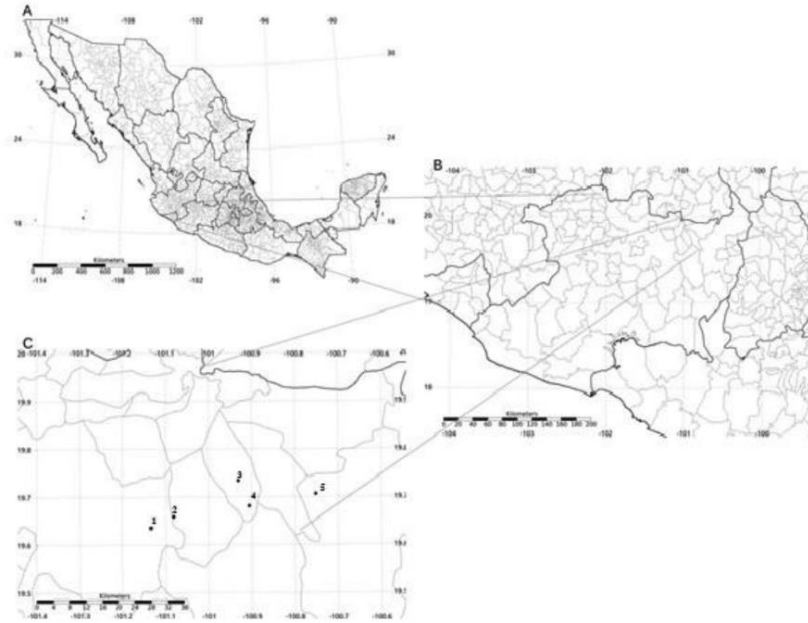


Table 1. Characteristics of the five rural communities studied in Michoacán, México.

Site	Municipality	Elevation (m a.s.l.)	Surface (ha)	Population	Land tenure
1 Agua Escondida	Morelia	2345	16	45	Private
2 Las Mesas	Charo	2220	430	605	Ejidal*
3 Las Huertas	Indaparapeo	2140	600	185	Ejidal*
4 Las Peras	Indaparapeo	2500	530	164	Private
5 Tren Peñuelas	Cd. Hidalgo	2380	308	194	Ejidal*

*Ejidal: land type in Mexican legislation, associated mainly with the revolutionary agrarian reform, which projected the agrarian law of 1915 as a collective, undivided land with no possibility of being sold or inherited.

Materials and methods

Study area

We conducted the study in five rural communities in the Cuitzeo Lake watershed in Michoacán, México (Mendoza et al. 2011; Fig. 1, Table 1). These communities have used forest resources since they settled in the area, modifying the forest structure of their localities (Cedeño 2005). Although we did not find any precise information about the establishment of each of these settlements, many rural communities in the region acquired their lands in the first half of the 20th century due to the Agrarian Reform derived from the Mexican Revolution (Cedeño 2005). These communities are within the same watershed and share volcanic soil formation history

and vegetation cover (pine-oak forests). These localities were selected to maximize the likelihood of optimal conditions for fungal development and fruit body formation, which include elevations within 1500–2500 m above sea level (a.s.l.), slopes of 20%–30%, slope orientation towards the north, northeast, and northwest, and vegetation cover dominated by conifer and oak forests (Bonet et al. 2008; Gómez-Hernández et al. 2012; Zotti and Pautasso 2013).

Ethnomycological survey

First, we explained the research project to local authorities in each community and requested permission to conduct interviews with the local boards. Local authorities collaborated by identifying persons and households locally recog-

nized for their high level of knowledge and use of wild edible mushrooms. Local authorities gathered to assess and socialize their tacit knowledge about households in the community that may have higher knowledge of wild edible mushrooms. They voted and counted the number of households identified. Subsequently, we conducted structured surveys with individuals or members of each of these households. Open surveys included these topics:

1. Species used.
2. Local names and uses of mushrooms by each community (fruitbody parts).
3. Mushroom use comparison among Indigenous communities.
4. Most valued mushrooms (cognitive ethnoecological aspects of fungi with local importance).
5. Extracted volumes, including the number of times they collect mushrooms per year and the quantities (weight in grams) they harvest in each journey and per year. Then we compare the interview answers with the collected volumes of the household harvest journey with a digital weighing machine for 1 day for 18 weeks in each community.
6. Mycological knowledge transmission (we inquired how knowledge about fungi is transmitted to new generations, how they learned to identify them, the members of households who collect them, and their gender and age).
7. Collecting and selling mushrooms (forest sites where they find them and whether collected mushrooms were commercialized and, if so, which species are sold by collectors and at what prices).
8. Forest management and wild mushroom availability.

We also identify if they had seen and collected the same mushrooms since they were children if there were species they used to collect but not anymore, if there were intoxications in the community, and if there are stories or legends around fungi and other NTFPs they use. We compared the similarity of knowledge between neighbor communities (Indigenous and Mestizo).

Mushroom phenology changes during the rainy season. Each community was visited for interviews 1 day per week for 18 consecutive weeks (June–October) of 2015, representing the rainy season in México's Transverse Volcanic Axis (central México). We complemented the interviews by stimulating responses to the questions that showed photographs of fungi from the area taken the year before the interviews (2014) and with some region mycological guides (Díaz-Barriga 2002; Reyes et al. 2009). This strategy follows mushroom phenology and temporal availability across the analyzed sites.

As evidence shows, when interviewed people are presented with photographic stimuli, they tend to identify more species than with interviews, especially in the dry season. Doing interviews during the rainy season makes it probable to collect more information about mycological knowledge. To collect even more mycological information, we also use photographs of fungi from the area and regional mycological guides and field trips.

We used the snowball method (Noy 2008) to identify additional local experts on wild mushrooms. This non-probabilistic sampling technique identifies potential subjects based on a chain of informants. After interviewing the first group of subjects (households), the researcher asks for help identifying other people who may have a similar interest trait until a saturation point of information is reached (Noy 2008). Once we identified the households, surveys were conducted with all members, disregarding their age or sex.

We also interviewed local authorities and those responsible for regulating forest management in each location ranging from two to four individuals in each locality (all we could find), from the youngest to the oldest, to document the productive activities conducted by the communities in their forests. In addition, we investigated the type of land tenure, the degree of communitarian participation in forest use, and whether they have a formal forest management plan approved according to Mexican legislation. Subsequently, we asked about the timber volumes extracted and recorded by the person responsible for forest management in each location.

Collections and taxonomic identification

Local people of each community guided the field journeys during the 18 visits per year (in the rainy season, years 2014–2016). We collected all mushrooms reported to use in each community during each journey. The collected material was dehydrated and deposited in the MEXU herbarium (MEXU 2772–27833). We determined the taxonomic identity of species following the physical, chemical, macroscopic and microscopic techniques following Cifuentes et al. (1984) and using taxonomic monographs (Coker and Couch 1969; Mueller 1992; Bessette et al. 1999; Vellinga 2008; Bessette et al. 2009). Additionally, because this study is part of a more extensive investigation, we amplified the ITS ribosomal DNA region by polymerase chain reaction (Kennedy and Hill 2010). Therefore, the taxonomic identification of the species considered both the morphological and molecular information.

Finally, to better understand the use, knowledge, and subsistence contribution of wild edible mushrooms between Indigenous and Mestizo communities, we compiled and updated a list of Michoacán wild edible mushrooms. The list based on Ruiz-Quintana (2012) was updated with current literature (Gómez-Reyes 2015; Servín 2016; Castro-Sánchez et al. 2018); scientific names were corroborated with Index Fungorum (www.indexfungorum.org) to update nomenclature. This list also indicates which mushrooms are used by Indigenous communities and which by other rural communities.

Results and discussion

Study area

These communities are located within the same watershed and share the same soil formation history and vegetation cover of pine–oak species. All sites are established next to the forest and have at least 12 ha of forest cover each.

Table 2. Species used and their common names in the five rural non-Indigenous localities studied in south México.

Species	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
<i>Agaricus campestris</i> (L.) Fr.	Hongo de llano	Llanerito	Llanerito	Llanerito	Llanerito
<i>Amanita basii</i> Guzmán & Ram. Guill.	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo
<i>Amanita jacksonii</i> Pomerl.	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo
<i>Boletus aereus</i> Bull.	—	—	—	—	Hongo de panza
<i>Calvatia cyathiformis</i> (Bosc) Morgan.	Pataratas	—	—	—	Panza de res
<i>Helvella elastica</i> Bull.	—	Orejas de ratón	—	—	Orejas de ratón
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen)	Tejamanil	Hongo de Santa María	—	—	Hongo de Santa María
<i>Hypomyces lactifluorum</i> (Schwein.) Tul. & C.Tul.	Trompas de puerco	Trompas de puerco	Trucha de puerco	Trompas de puerco	Orejas de cerdo
<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer	Hongo de codorniz	—	—	—	Hongo de codorniz
<i>Pleurotus albidus</i> (Berk.) Pegler	—	Hongo de iarín	—	—	—
<i>Ramaria largentii</i> Marr & D.E. Stuntz	—	—	Patas de pájaro	—	Cuernos de venado
<i>Ramaria rubripermanens</i> Marr & D.E. Stuntz	—	—	Patas de pájaro	—	Cuernos de venado
<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke	—	—	Hongo de lima	—	—

Ethnomycological survey

Interviews and species used

Ethnomycological surveys accounted for more than 10% of the population in each community. A total of 40 households were interviewed, including 119 men and 73 women; 86% were >18 years old with a range of 44–55 with a mean of 47. Knowledge of wild edible mushroom species varied among communities. The community with less use of wild edible mushrooms was Las Huertas, with only four species reported (94% of the total interviewed); while in Tren Peñuelas, 11 species were reported (87% of the total interviewed), with a median of seven species currently used in the five communities. These differences may be because of a lower mushroom richness due to forest perturbation and vegetal composition changes, as suggested by further edaphic, climatic, and vegetation studies in the same communities (Torres-Gómez et al. In process). By pooling the information from the five communities, a total of 13 species were reported (Table 2). Based on photographs and mycological guides, in all sites but Tren Peñuelas informants recognized two or three more species than those currently used (*Lycoperdon* species and *Russula brevipes* group), while in Tren Peñuelas, people identified six additional species (two *Helvella* species, one *Lactarius*, two *Morchella*, and one of the *Russula brevipes* group) that are not collected anymore; (*Helvella*, *Lactarius*, and *Russula* species) because new generations can confuse them with toxic species (they only search for high culinary-economic species), and *Morchella* species because they are harder to find nowadays (they say “it’s probably because forest cover loss”). Field jour-

neys corroborated this with local people that affirmed the same issue. Mycological knowledge in all communities studied is decreasing due to lack of interest by new generations and forest cover loss to agricultural landscapes. Some authors recently found, also in central México, that communities closest to the forest, as well as the community’s older people, can identify more functional mushroom species (Bello-Cervantes et al. 2019). The present study finds that older people identify more species than young inhabitants, especially with photographic stimuli. Nevertheless, all of those species are not used anymore. First, because older people do not collect mushrooms anymore, and, second, all older interviewed said the same thing: the new generation does not have the same interest in mushrooms as we had. They know fewer species. Also, all communities are located aside from their forest, so this was not the case. These results show that age is a vital characteristic of higher mycological knowledge.

Local names and number of species used by each community

We identify 16 common names that people assigned to the 13 species of wild edible mushrooms (Table 2), and they recognize only two species with the same name in all five communities (*Amanita basii* and *Amanita jacksonii*, “Amarillo” (Yellowone). Some of the common names like “llanerito” (meadow mushroom), “Amarillo” (Yellowone), “panza de res” (Beef belly), “orejas de ratón” (Mouse ears), “tejamanil” (shingle), “hongo de Santa María” (Saint Mary’s mushroom), “trompas de Puerco” (Pig snouts), “hongo de codorniz” (Quail

Fig. 2. Number of edible mushroom species used in five states of México.

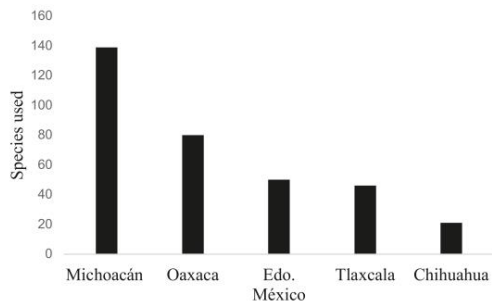
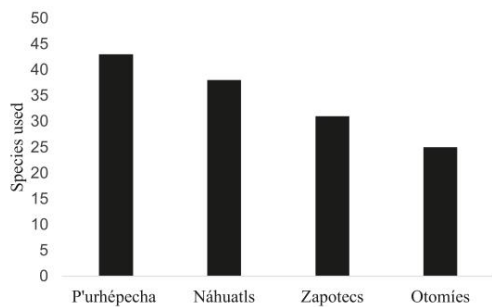


Fig. 3. Number of edible mushroom species used by different Indigenous communities in México.



mushroom), “patas de pájaro” (Bird feet), and “hongo de lima” (Lime mushroom) are similar to those reported by other studies in rural communities with Indigenous roots in central and western México (Mapes et al. 1981; Montoya-Esquível et al. 2001; Gómez-Peralta and Gómez-Reyes 2005; Gómez-Reyes et al. 2005; Gómez-Peralta et al. 2007; Torres-Gómez 2008; Zamora-Equihua 2006; Servín 2016; Castro-Sánchez et al. 2018). The five communities use four familiar species (*Agaricus campestris*, *A. basii*, *A. jacksonii*, and *Hypomyces lactiflorum*) and three communities use seven species (Table 2).

Mushroom use comparison with Indigenous communities

Use and knowledge of wild edible mushrooms vary widely in México across geographical regions, community cultural roots, and biophysical variables, such as the vegetation type, climate, and soils (Ruan-Soto et al. 2006; Torres-Gómez et al. 2018). For instance, in the state of Oaxaca, ≥ 80 used species have been reported, with 31 species used by the Zapotec communities (Garibay-Orijel et al. 2006). In communities with Indigenous roots in the state of México, 40–60 used species were reported by Rodríguez-Muñoz et al. (2012). In San Mateo Huexoyucan, in the state of Tlaxcala, 46 species were re-

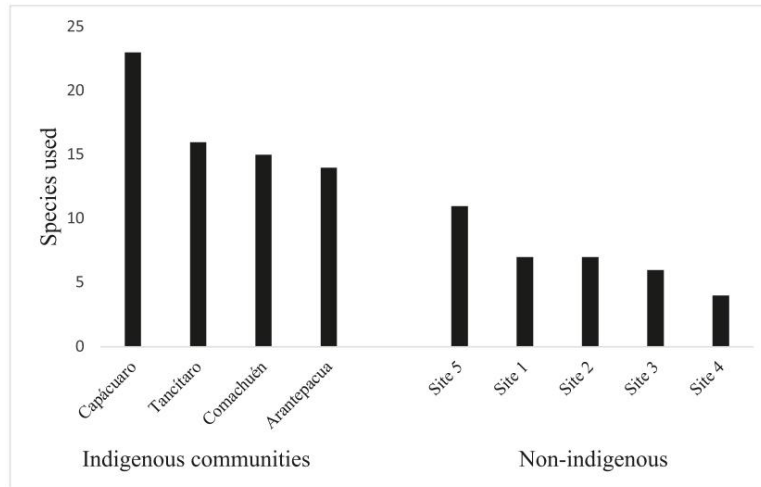
ported by Alonso-Aguilar et al. (2014). In the region around La Malinche volcano, three Otomi communities reported 25 species, the Nahuatl communities reported the use of 38 species, and localities with people of both cultural roots reported the use of 25 species (Montoya et al. 2002). In Bocoyna, in the state of Chihuahua, 21 species were used (Quiñónez-Martínez et al. 2014). In Molango de Escamilla, state of Hidalgo, Jiménez (2008) reported the use of 14 species. While all these studies were conducted in sites with elevations above 1500 m, in a study in the lowlands with tropical vegetation, only five species were reported to be used by the Zoque, Ch'ol, and Chontal people in Tabasco (Ruan-Soto et al. 2006). Based on the aforementioned references, we observe that the number of edible mushroom species used in the analyzed area (e.g., Michoacán state) is higher than references from the other five states with similar environmental conditions (Fig. 2). Indigenous communities of Michoacán developing across the analyzed area (e.g., P'urhépechas) have also been highlighted in previous work as communities using a large diversity of wild edible mushrooms (Fig. 3).

In Michoacán, where we performed the current study, a total of 217 species of wild edible mushrooms have been reported (Ruiz-Quintana 2012); from these species, 139 are traditionally consumed, mostly in Indigenous communities (Gómez-Peralta and Gómez-Reyes 2005). Updating the list with new studies (Gómez-Reyes 2015; Servín 2016; Castro-Sánchez et al. 2018) raises to 238 wild edible mushrooms species, excluding some medicinal species (e.g., *Ganoderma* spp., *Geastrum* spp., *Trametes versicolor*, *Daldinia concentrica*, etc.). Adding the species found in this study, the number of wild edible mushroom species rises to 243 for the state (Supplementary Table S1). This list includes the corresponding taxonomical family, habitat function, and which group uses the species.

In the markets of Morelia, the capital city of the state, only 15 species of wild edible mushrooms are commercialized (Gómez-Reyes et al. 2005) which includes several species of the region's most economically valued genera (e.g., *Amanita*, *Hypomyces*, *Lyophyllum*, *Ramaria*). In contrast, in the P'urhépecha region of Michoacán, Mapes et al. (1981) compiled 99 popular names of wild edible mushrooms, 53 of them with P'urhépecha names and the rest with Spanish words. The authors also documented the use and knowledge of 43 edible species in 21 localities around Patzcuaro Lake. Torres-Gómez (2008) recorded 32 Spanish names, 27 P'urhépecha names, and a total of 14 wild edible mushroom species used in an Indigenous community of the P'urhépecha Plateau area. In Comachuén, also in the P'urhépecha Plateau, 15 species are used by this single community (Servín 2016), in Cherán 15 species are used by the P'urhépecha community (González and Argueta 2018), and in Capacuaro 23 edible species were recorded by Gómez-Reyes (2015). Zamora-Equihua (2006) recorded the use of 16 species in the Nahuatl-P'urhépecha community of Aguacate, in the municipality of Tancítaro (Fig. 4). The 13 species used in the five communities are commercialized and documented in most of the studies in the region.

In Mestizo communities, like those studied here, the use and knowledge of wild edible mushrooms are valuable, but

Fig. 4. Number of edible mushroom species used in Indigenous (P'urhépecha) and Mestizo communities in Michoacán, México. With data from Zamora-Equihua (2006), Torres-Gómez (2008), Gómez-Reyes (2015), and Servín (2016).



Can. J. For. Res. Downloaded from cdsciencepub.com by Mariano Torres on 11/02/22
For personal use only.

poor compared with those documented in the nearby Indigenous communities of Michoacán and other areas of México (Fig. 4). In fact, the mean number of used mushrooms in our study's localities is lower than the mean number of species used in four Indigenous localities in the same region of Michoacán ($t = 1.89$, $p < 0.01$). The list (Supplementary Table S1) shows that of 243 edible mushroom species of Michoacán, only two (*Boletus aereus* and *Pleurotus albidus*) have been reported exclusively from the Mestizo communities, while many more ($n = 75$) are unique to Indigenous peoples. Maybe Indigenous people do use these two species but have been identified and recorded like *Boletus edulis* and *Pleurotus ostreatus* or similar. Although Mestizo people manage proportionally more forest area than Indigenous communities, the use and knowledge about wild edible mushrooms and their role in the forest ecosystem are higher in Indigenous communities. The Indigenous people also consume all the same species that the Mestizo people do; this means that knowledge transmission between both groups exists.

In all the analyzed communities, local people recognized more species of wild edible mushrooms than those they use when exposed to photographs, field guides, and some on field trips. This might indicate a decline of local knowledge, which influences the use of species that are easy to identify or species with high economic and culinary value like *Amanita* spp., *Boletus* spp., *Hypomyces lactifluorum*, *Ramaria* spp., to mention a few.

Most valued mushrooms

Species with higher mention frequency (100%) in the five communities were the ectomycorrhizal *Amanita basii* and *A. jacksonii*, followed by *Hypomyces lactifluorum*, a parasitic

species that infects an ectomycorrhizal one. Most valued wild mushrooms by Indigenous and Mestizo communities in temperate forests are often ectomycorrhizal species, which generally have a larger size and better flavor than saprobic and parasitic species (Pilz et al. 2003, 2007; Gómez-Peralta et al. 2007). Therefore, there is more interest in harvesting them, and these species generally have a higher market value (Montoya-Esquivel et al. 2001; Torres-Gómez et al. 2018). Saprobiic species with high mention frequency included *Agaricus campestris* and *Hygrophoropsis aurantiaca* (Table 3). *Pleurotus* species are known in all five communities; however, they were reported as currently used only in Las Mesas. On this site, only 13% of the interviewed people collected it. They name it "Hongo de iarín", which means pine mushroom in the P'urhépecha language. This name has been given only to *Neolentinus* species in many regions of México. This is the first time a *Pleurotus* species is called Hongo de iarín, so we assumed confusion. However, the identity of this etnotaxa as *P. albidus* was corroborated by fruitbodies collected from a fallen pine and by DNA sequencing (MEXU 27735). *Boletus* aff. *aereus* was recognized and used only in Tren Peñuelas; in fact, this site was the only one to use Boletoid species. These results are consistent with a trend in México where the most valued and marketed species are those of the *Amanita caesarea* complex (Zamora-Equihua 2006; Garibay-Orijel et al. 2007; Gómez-Peralta et al. 2007; Torres-Gómez 2008; Alonso-Aguilar et al. 2014; Torres-Gómez et al. 2018; Jaime 2019; Robles-García et al. 2018), specifically, *Amanita basii* and *A. jacksonii*. We find that most valued species are linked to organoleptic (like taste and consistency) and economic factors (the higher priced species) but not to ecological characteristics like abundance, density, or phenology. Ecological character-

Table 3. Knowledge and use of wild edible mushroom species in five Mestizo communities in Michoacán, Mexico.

Species	M/U				
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
<i>Agaricus campestris</i>	95/90	90/80	80/72	91/75	95/85
<i>Amanita basii</i>	100/100	100/100	100/100	100/100	100/100
<i>Amanita jacksonii</i>	100/100	100/100	100/100	100/100	100/100
<i>Boletus aereus</i>	0/0	0/0	0/0	0/0	80/75
<i>Calvatia cyathiformis</i>	30/22	0/0	0/0	0/0	35/15
<i>Helvella elastica</i>	0/0	85/40	0/0	0/0	90/44
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	100/100	100/89	0/0	0/0	100/93
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	100/100	100/100	100/100	100/100	100/100
<i>Macrolepiota procera</i>	75/49	82/30	0/0	0/0	93/70
<i>Pleurotus albidus</i>	0/0	79/33	0/0	0/0	0/0
<i>Ramaria largentii</i>	60/2	85/14	84/3	52/11	89/16
<i>Ramaria rubripermanens</i>	60/2	85/14	84/3	52/11	89/16
<i>Laccaria laccata</i>	0/0	0/0	42/12	0/0	0/0

Note: Percentage of households that mentioned (M) knowledge about wild mushroom species and those that actually use (U) them.

Can. J. For. Res. Downloaded from cdsciencepub.com by Mariano Torres on 11/02/22 for personal use only.

istics seemed to be linked to species that are not used anymore, like *Morchella* species, that became scarce due to forest cover loss/change and new generations do not collect them anymore.

Extracted volumes

People from Agua Escondida, Las Mesas, Las Huertas, and Las Peras collected about 1 kg of edible mushrooms per harvest journey, whereas in Tren Peñuelas, people collected three times that amount. People also conducted more harvesting journeys in the latter location (Table 4). These amounts of edible mushrooms harvested fall within the range of a study in the community of Comachuén, Michoacán, where 0.5–4.5 kg of wild edible mushrooms is harvested per journey (Servín 2016). In addition, we also found differences in the intention of collectors. Specifically, the collection is different when it is intended for direct consumption by households than when it is intended for commercialization in local markets. For instance, people who sell mushrooms in the markets of Morelia collect 2–8 kg per harvesting journey in areas around the city, with an average of 80 kg per season, mainly of ectomycorrhizal species (Gómez-Peralta et al. 2007) which are the most valued species. In the communities of Las Peras and Tren Peñuelas, children collect *Amanita basii*, *A. jacksonii*, and *Hypomyces lactifluorum* to sell these most valued species on a nearby highway. The weight unit these boys use is the “little bucket”, that is, each bucket holds about 800–1000 g of mushrooms and it is sold for around \$5 US.

Mycological knowledge transmission

In the five communities, all interviewed households reported that traditional knowledge about wild mushrooms is transmitted from parents to children. Traditional ethnomycological knowledge can be transmitted through several mechanisms. It can be transmitted vertically, from parents to children, or collectively where the entire community participates in transmitting of knowledge to the younger

generations (Servín 2016). Knowledge transmission in the five communities is vertical, as previous studies reported for the people of Arantepacua (Torres-Gómez 2008) and in the community of San Francisco Cherán, Michoacán (Castro-Sánchez 2016); conversely, in the community of Comachuén the transmission is collective. Arantepacua and San Francisco are communities sharing the same Indigenous roots (Servín 2016), suggesting that knowledge transmission is not uniform within an Indigenous group. The transmission is also vertical among the Rarámuri in the State of Chihuahua (northern México; Moreno-Fuentes 2002). This type of vertical transmission of knowledge is more vulnerable to knowledge loss than places with a communal (collective) knowledge transmission system. In the latter case, if a family unit loses interest in mushrooms, other families preserve the collective knowledge.

In the community of Tren Peñuelas, we had the opportunity to interview some older women who reported the highest number of species used in all five locations (around 16 species). These women no longer collect mushrooms because of their age, and currently only use three of the most commonly reported edible species (*Amanita basii*, *A. jacksonii*, and *Hypomyces lactifluorum*). This was also observed in the community of San Francisco Cherán, Michoacán (Castro-Sánchez 2016). It seems to have become a common phenomenon in the country, in which the younger generations of Mestizo and Indigenous communities do not have the same interest in traditional knowledge (Bandala et al. 1997) as their elders, because of acculturation processes associated with seasonal or permanent migration. Migration from rural communities to the United States is driven mainly by poverty and is arguably the main reason local knowledge on wild edible mushrooms is declining across the analyzed area.

Collecting and selling mushrooms

Individuals that collect wild mushrooms in households of four of the five localities evaluated were men, while in the

Table 4. Wild mushroom use in five non-Indigenous rural localities in Michoacán, Mexico.

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
Used species	7	7	6	4	11
Collected quantities by journey (kg)	1–1.5	1	0.5–1	1	3–4
Yearly total (kg·year ⁻¹)	5	3	2	3	15
Number of mushrooms collecting journeys by year	3–4	2–3	1–2	2–3	3–4
Knowledge transmission (P = parents and G = grandparents)	P	P/G	P	P	P/G
Harvest participants	Men	Men	Men	All	Infants
Mushroom selling	No	No	No	Yes	Yes

community of Las Peras all members of households participated. This may be because men usually work in agricultural fields or forestry labor, while women usually conduct work in their houses or nearby. There are examples in the literature that reports rural communities where only men collect wild fungi, like in Arantepacua (Torres-Gómez 2008), Oaxaca (Garibay-Orijel et al. 2012), Tabasco (Ruan-Soto et al. 2006), and Santa Catarina del Monte, while in the state of México, Toluca, and Chiapas (Rodríguez-Muñoz et al. 2012; Garibay-Orijel et al. 2012), women are the main collectors. Apparently, our study suggests that the Indigenous condition does not influence which members of the family unit collect wild mushrooms.

In the communities studied, children are the only members of the family units selling mushrooms, which was only reported in Las Peras and Tren Peñuelas. In both communities, children sold *Amanita basii*, *A. jacksonii*, and *Hypomyces lactifluorum*, well-known species with a high market value in various parts of the country (Zamora-Equihua 2006; Gómez-Peralta et al. 2007; Torres-Gómez 2008; Alonso-Aguilar et al. 2014; Castro-Sánchez 2016). This activity takes place during the last weeks of school holidays (from July to August), which coincides with the rainy season and the production of the *Amanita basii* and *A. jacksonii* fruitbodies, principally (Fig. 5). Nonetheless, children in both locations lose interest in this activity as they grow.

In Tren Peñuelas, children who sell wild edible mushrooms reported to know a secret place to collect “amarillos” (*Amanita* spp.), “where the trees (pines) are larger and wider” they say. They also reported that children from surrounding communities no longer know mushrooms as well as they do. These reports highlight the relationship children, as gatherers, perceive among the communities of certain tree species and wild edible mushrooms. Specifically, they know that wild edible mushrooms do not grow randomly in the forest, but that there are stands where it is possible to find them more easily, also the time (phenology) of the most valued species grow, and that this knowledge can be lost, as is the case with other neighboring communities (Bello-Cervantes et al. 2019).

From 2014 to 2016, only five children (in this case, four males and one female) from the entire community (aged from 9 to 12) were the mushroom pickers and sellers, with the only purpose of getting money before going back to school. Other somewhat interested children (males and females) eventually accompany them when there is no homework or chores to do. The younger ones (5–8) accompany them when the picking spot is not far from home, and the

road is not steep. Most of the other children preferred another way to get money before school, like working in the crop fields or with cattle, poultry, or simply not working. We find that the two communities where mushrooms are sold are the ones located between the forest and the principal highway, while the other three communities are located between their forest and a secondary road, sometimes far from the main highway and often with significant less transit and, therefore, fewer potential customers.

No intoxication records exist in any of these communities, but they are aware of the potential danger of consuming poisonous mushrooms. In the five communities, all informants mentioned that the color of the fruiting body is the main characteristic for identifying them, followed by the ornamentation of the pileus for recognizing toxic species.

Forest management and wild mushrooms availability

In the five communities, local land managers do not consider wild edible mushroom diversity and availability in forest management planning. Forest management activities included harvesting products for domestic use and marketing at all sites. People use wood as fuel for cooking, but informants reported that they do not sell firewood at any site. People in Las Mesas currently had a forest management plan approved by the Forestry National Commission at the interviews, which authorized the extraction of 800 m³·year⁻¹ of pine wood. We observed higher wood extraction in Las Huertas, associated with more disturbed forest conditions during the 3 years of sampling. The surveys do not report timber extraction in Tren Peñuelas, the locality with the most fungi species currently used. Our study suggests an enormous potential for improved forest conservation and economic growth by considering wild edible mushrooms in forest management strategies.

At all sites, people harvest the resin from pine trees. In Agua Escondida, 500 kg of resin was harvested every 2 months, except during the May–October rainy season. Resin extraction is higher in Las Mesas, where older individuals within the community harvested up to 800 kg·year⁻¹. In Las Huertas, three or four people, rotating in each harvesting event, extract all the resin in the community’s forests. People divide the profits, 50% for collectors and 50% for the board of the ejido (community). In Las Peras, 60% and 70% of people perform this activity, but people do not share the extraction

Fig. 5. Children selling mushrooms along the roadside. *Amanita basii* and *A. jacksonii*. Photo: Mariano Torres-Gómez.



Can. J. For. Res. Downloaded from cdsciencepub.com by Mariano Torres on 11/02/22
for personal use only.

volumes due to fear of not having legal permission. Finally, in Tren Peñuelas, three or four people are in charge of collecting resin, and the profits are shared between harvesters and the ejido (community).

Rainfed maize and bean agriculture is the principal activity in the five communities. In addition, people in Tren Peñuelas mine and sell 2000 Mg·year⁻¹ of limestone. In Agua Escondida, Las Mesas, and Las Huertas, we observed that the area devoted to crops has expanded with the consequent forest fragmentation, while in Las Peras and Tren Peñuelas crops are located on the periphery of hills, maintaining the integrity of their forests.

There are several studies worldwide that have documented that the management of wild edible mushrooms can generate more benefits than timber, such as in Italy (Pettenella and Secco 2006), France, and Spain (Martínez-Peña and Rondet 2013), the Pacific Northwest in the United States (Amaranthus and Pilz 1996; Hosford et al. 1997; Pilz et al. 2003; 2007), and in China (Arora 2008). In México, however, no analyses of this type have been conducted.

Forest tree species richness influences fungal species richness; therefore, ectomycorrhizal richness is greater in mixed forests than in coniferous forests where one species predominates (Martínez-Torres et al. 2017; Torres-Gómez et al. 2018). Hence, if wild edible mushrooms were an important asset for rural communities, it would be expected that they should be considered in the planning and implementation of forest management strategies. Forest man-

agement in our study sites does not incorporate wild mushroom harvesting in decision-making oriented to forest conservation.

Conclusions

Mestizo communities have less wild mushroom knowledge than nearby Indigenous regions. People no longer use some recognized species because they can be misidentified by new generations, some others like *Morchella* species are harder to find, but most of the species are not highly priced in the market. An apparent deterioration of ethnomycological knowledge might be in progress. Ignoring the value of NTFPs, such as wild mushrooms, can lead to an undervaluing of resources, inadequate forest management, and the eventual transformation of forest ecosystems to other land uses.

The species most often mentioned were *Hypomyces lactifluorum*, *Amanita basii*, *A. jacksonii*, *Agaricus campestris*, and *Hygrophoropsis aurantiaca*. These coincide with the specific preferences in other sites. As ethnomycological knowledge erodes, the remaining used species (with no high economic value) will probably be lost.

In Tren Peñuelas, the community with the highest number of species reported, no timber is currently extracted from the forest because the residents obtain their income by harvesting limestone, at a higher long-term local environmental cost. This activity, however, allows for forest cover to remain relatively well preserved, and the community is interested in

annual reforestation efforts in sites of forest-converted areas. Even at this location, though, there is no effort to include the harvesting of wild edible fungi as a consideration in forest management practices. Although these results suggest a decrease in ethnomycological knowledge in Mestizo communities not identified with Indigenous cultures, it opens the window for working with people to convey the importance of mushrooms in forest management practices. Sustainable management of wild edible mushrooms can boost strategies for conservation and management of coniferous and oak forests in the country and worldwide, thus generating significant economical, ecological, and cultural outcomes. Educational processes based on knowledge of Indigenous and rural communities could help enhance such strategies.

Acknowledgements

Mariano Torres-Gómez conducted this research with the support of a PhD scholarship from CONACyT through the Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. We also thank the people of five localities who contributed to the development of this research project. Atzimba Graciela López Maldonado, Alberto Valencia García, and Heberto Ferreira Medina also provided valuable help. Mary-Ann Hall corrected English style. Also, Mariano Torres-Gómez and Mario Guevara acknowledge support from grant UNAM-PAPIT code: IA204522. Transformación digital de la gestión sostenible del suelo en México.

Article information

History dates

Received: 24 February 2022

Accepted: 11 September 2022

Version of record online: 2 November 2022

Copyright

© 2022 The Author(s). Permission for reuse (free in most cases) can be obtained from [creativecommons.org](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Data availability

Data generated or analyzed during this study are provided within the published article and its supplementary materials. Dried mushroom material is deposited within the collection of the Biology Institute, UNAM (MEXU 27722–27833).

Author information

Author ORCIDs

Mariano Torres-Gómez <https://orcid.org/0000-0002-9425-5818>

Roberto Garibay-Orijel <https://orcid.org/0000-0002-6977-7550>

Diego R. Pérez-Salicrup <https://orcid.org/0000-0002-7024-9042>

Alejandro Casas <https://orcid.org/0000-0002-8181-5118>

Mario Guevara <https://orcid.org/0000-0002-9788-9947>

Author contributions

Conceptualization: MTG

Data curation: MTG

Formal analysis: MTG

Investigation: MTG

Methodology: MTG

Resources: MTG

Software: MTG

Supervision: RG, DRPS, AC, MG

Validation: RG, DRPS, AC, MG

Visualization: MTG

Writing – original draft: MTG

Writing – review & editing: MTG, RG, DRPS, AC, MG

Competing interests

The authors declare there are no competing interests.

Supplementary material

Supplementary data are available with the article at <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0043>.

References

- Alonso-Aguilar, L., Montoya, A., Kong, A., Estrada-Torres, A., and Garibay-Orijel, R. 2014. The cultural significance of wild mushrooms in San Mateo Huexoyucan, Tlaxcala, México. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **10**: 27. doi:10.1186/1746-4269-10-27.
- Amaranthus, M., and Pilz, D. 1996. Productivity and sustainable harvest of wild mushrooms. In *Managing forest ecosystems to conserve fungus diversity and sustain wild mushroom harvests*. Edited by D. Pilz and R. Molina. Gen. Tech. Rep. PNWGTR-371. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. pp. 42–61.
- Arora, D. 2008. The houses that Matsutake built. *Econ. Bot.*, **62**(3): 278–290. doi:10.1007/s12231-008-9048-1.
- Bandala, V., Montoya, L., and Chapela, I. 1997. Wild edible mushrooms in México: a challenge and opportunity for sustainable development. In *Mycology in sustainable development: expanding concepts, vanishing borders*. Edited by M.E. Palm and I.H. Chapela. Parkway Publishers, Inc., Blowing Rock, NC. pp. 76–90.
- Belcher, B. 2005. Forest product markets, forests and poverty reduction. *Int. For. Rev.*, **7**(2): 82–89. doi:10.1505/ifor.2005.7.2.82.
- Bello-Cervantes, E., Correa-Metrio, A., Montoya, A., Trejo, I., and Cifuentes-Blanco, J. 2019. Variation of ethnomycological knowledge in a community from Central México. *J. Fungal Diversity* **1**: 6–26. doi:10.14302/issn.2766-869X.jfd-19-2718.
- Bessette, A., Roody, W., and Bessette, A. 1999. *North American boletes. A color guide to the fleshy pored mushrooms*. Syracuse University Press, Syracuse, NY.
- Bessette, A., Harris, D., and Bessette, A. 2009. *Milk mushrooms of North America. A field identification guide to the genus Lactarius*. Syracuse University Press, Syracuse, NY.
- Bonet, J., Pukkala, T., Fischer, C., Palahí, M., Aragón, J., and Colinas, C. 2008. Empirical models for predicting the production of wild mushrooms in scot pine (*Pinus silvestris* L.) forests in the central Pyrenees. *Ann. For. Sci.*, **65**: 206. doi:10.1051/forest:2007089.
- Castro-Sánchez, E. 2016. El manejo de los hongos silvestres comestibles en San Francisco Cherán, Michoacán, México. Un enfoque etnoecológico. Tesis de licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH) Morelia, Michoacán, México.
- Castro-Sánchez, E., Moreno-Calles, A., Meneses-Etnerod, S., Farfán-Heredia, B., Blancas, J., and Casas, A. 2018. Management of wild edible fungi in the meseta purépecha, México. Preprints (www.preprints.org). doi:10.20944/preprints201807.0190.v1.
- Cedeño, H. 2005. Análisis histórico de las políticas forestales en la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán. Postgrado en Ciencias Biológicas. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.
- Cifuentes, J., Villegas, M., Pérez-Ramírez, R., and Hernández, M. 1984. Guía de campo para la recolecta de macromicetos. UNAM, México, D.F.

- Coker, W., and Couch, J. 1969. The gasteromycetes of the Eastern United States and Canada. *Bibliotheca Mycologica*. Cramer, New York.
- Díaz-Barriga, H. 2002. Hongos macromicetos comestibles, medicinales y destructores de la Madera de la reserva de la biosfera de la Mariposa Monarca, Sierra Chincua, Michoacán, México. Fundación Michoacán Produce, A. C. y Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, México.
- Garibay-Orjuel, R., and Ruan-Soto, F. 2014. Listado de los hongos silvestres consumidos como alimento tradicional en México. In *La Etnomicología en México. Estado del Arte*. Edited by A. Moreno-Fuentes and R. Garibay-Orjuel. Red de Etnoecología y Patrimonio Biocultural (CONACYT)-Universidad Autónoma del 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. México. D.F.
- Garibay-Orjuel, R., Cifuentes, J., Estrada-Torres, A., and Caballero, J. 2006. People using macro-fungal diversity in Oaxaca, México. *Fungal Diversity*, 21: 41–67.
- Garibay-Orjuel, R., Caballero, J., Estrada-Torres, A., and Cifuentes, J. 2007. Understanding cultural significance, the edible mushrooms case. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 3: 4. doi:10.1186/1746-4269-3-4.
- Garibay-Orjuel, R., Martínez-Ramos, M., and Cifuentes, J. 2009. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Mex. Biodivers.* 80: 521–534. doi:10.22201/rb.20078706e.2009.002.615.
- Garibay-Orjuel, R., Ruan-Soto, F., and Estrada-Martínez, E. 2010. El conocimiento micológico tradicional, motor para el desarrollo del aprovechamiento de los hongos comestibles y medicinales. In *Hacia un desarrollo sostenible del sistema de Producción-consumo de los hongos comestibles y medicinales en Latinoamérica*. Edited by D. Martínez-Carrera, N. Curvetto, M. Sobal, P. Morales and V. Mora. Avances y perspectivas en el siglo XXI 243-270, Cd México, México.
- Garibay-Orjuel, R., Ramírez-Terrazo, A., and Ordaz-Velazquez, M. 2012. Women care about local knowledge, experiences from ethnomycolology. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 8: 25–37. doi:10.1186/1746-4269-8-25.
- Garza-Ocañas, F., Carrillo, A., Rodríguez, H., Foroughbakhch, R., Quiñonez-Martínez, M., and Villalon, H. 2014. Non-timber forest products: sustainable management of edible wild mushrooms and temperate forests in México. In *Applied botany*. Edited by R. Maiti, H. Rodríguez, A. Thkur and N.C. Sarkar. Pusp Publishing House, Kolkata, India. pp. 166–173.
- Gómez-Hernández, M., Williams-Linera, G., Guevara, R., and Lodge, D. 2012. Patterns of macromycete community assemblage along an elevation gradient: options for fungal gradient and metacomunity analyse. *Biodivers. Conserv.* 21: 2247–2268. doi:10.1007/s10531-011-0180-3.
- Gómez-Peralta, M., and Gómez-Reyes, V. 2005. Hongos y líquenes. In *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado*. Edited by L.E. Villaseñor. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México. pp. 64–66.
- Gómez-Peralta, M., Gómez-Reyes, V., Angón-Torres, M., and Castro, L. 2007. Comercialización de hongos silvestres comestibles en los mercados y tianguis de Morelia, Michoacán. *Biológicas*, 9: 81–86.
- Gómez-Reyes, V. 2015. Micocenosis del Parque Nacional Barranca del Cuapatitzio, México. Tesis Doctoral. Universidad de León, España.
- Gómez-Reyes, V., Gómez-Peralta, M., and Ortega, V. 2005. Hongos silvestres comestibles de la comunidad indígena de Nicolás Romero, municipio de Zitácuaro Michoacán. *Biológicas*, 7: 31–35.
- González, T., and Argueta, A. 2018. Del bosque a la mesa: Conocimientos tradicionales sobre los hongos alimenticios de la comunidad Purhepecha de Cherán K'eri. *Rev. ethnoécol.* 13. doi:10.4000/ethnoecologie.3488.
- Guzmán, G. 1990. La micología en México. Una reseña histórica de sus tradiciones, inicios y avances. *Rev. Mex. Micol.* 6: 11–28.
- Hosford, D., Pilz, D., Molina, R., and Amaranthus, M. 1997. Ecology and management of commercially harvested American matsutake mushroom. Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Jaime, M. 2019. Los hongos silvestres de Tlaxcala. *Arqueología Mexicana. Hongos de México* 87: 36–37.
- Jiménez, M. 2008. Uso de los macromicetos de molango de Escamilla, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), Hidalgo, México.
- Kennedy, P., and Hill, L. 2010. A molecular and phylogenetic analysis of the structure and specificity of *Alnus rubra* ectomycorrhizal assemblages. *Fungal Ecol.* 3: 195–204. doi:10.1016/j.funeco.2009.08.005.
- Mapes, C., Guzmán, G., and Caballero, J. 1981. Etnomicología purhepecha. El conocimiento y uso de los hongos en la cuenca de Pátzcuaro, Michoacán. Dirección general de culturas populares y sociedad mexicana de micología, A.C. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Martínez, J., Bonet, J., Fischer, C., and Colinas, C. 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: predictive equations for forest management of mycological resources. *For. Ecol. Manag.* 252: 239–256. doi:10.1016/j.foreco.2007.06.040.
- Martínez-Peña, F., and Rondet, J. 2013. Experiencias de aprovechamiento micológico en sotos de castaño de Francia. *Semantics*, 23(5): 11–14.
- Martínez-Torres, L., Castillo, A., Ramírez, I., and Pérez-Salicip, D. 2017. The importance of the traditional fire knowledge system in a subtropical montane socio-ecosystem in a protected natural area. *Int. J. Wildland Fire.* 25: 911–921. doi:10.1071/WF15181.
- Mayett, Y., Martínez-Carrera, D., Sánchez, M., Macías, A., Mora, S., and Estrada, A. 2004. Consumption of edible mushrooms in developing countries: the case of México. In *Science and cultivation of edible and medicinal fungi*. Edited by C.P. Romaine, C.B. Keil, D.L. Rinker and D.J. Royle. Penn State University Press, University Park, PA. pp. 687–696.
- Mendoza, E., López-Granados, E., Geneletti, D., Pérez-Salicip, D., and Salinas, V. 2011. Analyzing land cover and land use change processes at watershed level: a multitemporal study in the Lake Cuitzeo watershed, México (1975–2003). *Appl. Geogr.* 31: 237–250. doi:10.1016/j.apgeog.2010.05.010.
- Montoya, A., Estrada-Torres, A., and Caballero, J. 2002. Comparative ethnomycological survey of three localities from La Malinche volcano, México. *J. Ethnobiol.* 22(1): 103–131.
- Montoya-Esquivel, A., Estrada-Torres, A., Kong, A., and Juárez-Sánchez, L. 2001. Commercialization of wild mushrooms during market days of Tlaxcala, México. *Micol. Apli. Int.* 13(1): 31–40.
- Moreno-Fuentes, A. 2002. Estudio etnomicológico comparativo entre comunidades raramuris de la alta tarahumara, en el estado de Chihuahua. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Moreno-Fuentes, A., and Garibay-Orjuel, R. 2014. La etnomicología en México. Estado del arte. Red de Etnoecología y Patrimonio Biocultural (CONACYT)-Universidad Autónoma del 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. México. D.F.
- Moreno-Fuentes, A., Garibay-Orjuel, R., Tovar-Velasco, J., and Cifuentes, J. 2001. Situación actual de la etnomicología en México y el mundo. *Mem. Primer Encuentro Nac. Etnomicol. Etnobiol.* 1: 75–84.
- Mueller, G. 1992. Systematics of Laccaria (Agaricales) in the continental United States and Canada, with discussions on extralimital taxa and descriptions of extant types. Field Museum of Natural History, Chicago, IL.
- Noy, C. 2008. Sampling knowledge: the hermeneutics of snowball sampling in qualitative research. *Int. J. Soc. Res. Method.* 11(4): 327–344. doi:10.1080/13645570701401305.
- Pettenella, D., and Secco, L. 2006. Small-scale forestry in the Italian Alps: from mass market to territorial marketing. Institute of Technology, Galway, Ireland. pp. 398–408.
- Pilz, D., Norvell, L., Danell, E., and Molina, R. 2003. Ecology and management of commercially harvested chanterelle mushrooms. Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Pilz, D., McLain, R., Alexander, S., Villarreal-Ruiz, L., Berch, S., Wurtz, T., et al. 2007. Ecology and management of morels harvested from the forests of Western North America. Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Quiñonez-Martínez, M., Ruan-Soto, F., Aguilar-Moreno, I., Garza-Ocañas, F., Lebgue-Keleng, T., Lavín-Murcio, P., and Enriquez-Anchondo, I.

2014. Knowledge and use of edible mushrooms in two municipalities of the Sierra Tarahumara, Chihuahua, México. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **10**: 67. doi:10.1186/1746-4269-10-67.
- Reyes, M., Gómez-Peralta, M., and Zamora, V. 2009. Guía de hongos de los alrededores de Morelia. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Museo de Historia Natural Manuel Martínez Solorzano. First Edition. 377 pp. Morelia, Michoacán, México.
- Robles-García, D., Suzán-Azpiri, H., Montoya-Esquivel, A., García-Jiménez, J., Esquivel-Naranjo, E.U., Yahia, E., and Landeros-Jaime, F. 2018. Ethnomycological knowledge in three communities in Amealco, Querétaro, México. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **14**(1): 7. doi:10.1186/s13002-017-0202-7.
- Rodríguez-Muñoz, G., Zapata-Martelo, E., Rodríguez, M., Vázquez-García, V., Martínez-Corona, B., and Vizcarra-Bordi, I. 2012. Saberes tradicionales, acceso, uso y transformación de hongos silvestres comestibles en Santa Catarina del Monte, Estado de México. *Agric. Soc. Desarrollo* **9**(2): 191-207.
- Ruan-Soto, F., Garibay-Orijel, R., and Cifuentes, J. 2006. Process and dynamics of traditional selling wild edible mushrooms in tropical México. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **2**: 1. doi:10.1186/1746-4269-2-3.
- Ruan-Soto, F., Caballero, J., Martorell, C., Cifuentes, J., González-Esquina, A., and Garibay-Orijel, R. 2013. Evaluation of the degree of mycophilia-mycophobia among highland and lowland people from Chiapas, México. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **9**: 1. doi:10.1186/1746-4269-9-36.
- Ruan-Soto, F., Cifuentes, J., Garibay Orijel, R., and Caballero, J. 2021. Comparación de la disponibilidad de hongos comestibles en tierras altas bajas de Chiapas, México, y sus implicaciones en estrategias tradicionales de aprovechamiento. *Acta Bot. Mex.* **128**: e1731. doi:10.21829/abm128.2021.1731.
- Ruiz-Quintana, B. 2012. Diversidad de hongos silvestres comestibles del estado de Michoacán. Memoria de tesis. Facultad de Biología. UMSNH, Morelia, Mexico.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2018. Informe de la situación del medio ambiente en México. Cdmx. Available from <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html> [accessed June 2020].
- Servín, L. 2016. Hongos silvestres comestibles en la comunidad p'urhepecha de Comachuén, Nahuatzen, Michoacán, México. Editorial Académica Española, Chisinau, Republic of Moldova.
- Torres-Gómez, M. 2008. Conocimiento y uso popular de macromicetos silvestres en la comunidad de arantepacua, mpio. de Nahuatzen, Michoacán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A., and Pérez-Salícup, D. 2018. Ectomycorrhizal trees intermingled within cupressus lusitanica plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. *Agrofor. Syst.* **92**: 575-588. doi:10.1007/s10457-017-0081.
- Vellinga, E. 2008. Chlorophyllum. Available from <http://www.micobotanicajaea.com/Revista/Articulos/MLuqueV/Chlorophyllum.html>.
- Wasson, V., and Wasson, R. 1957. Mushrooms, Russia and history. Pantheon Books, New York.
- Zamora-Equihua, V. 2006. Inventario de Hongos Silvestres Comestibles de la Comunidad El Aguacate Sur municipio de Tancitaro, Michoacán. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.
- Zotti, M., and Pautasso, M. 2013. Macrofungi in mediterranean quercus ilex woodlands: relations to vegetation structure, ecological gradients and higher-taxon approach. *Czech Mycol.* **65**: 193-218. doi:10.33585/cmy.65205.

CAPITULO IV
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

Este trabajo contribuye al conocimiento científico y tradicional de los hongos que se tiene en el estado de Michoacán y en el país, habiendo incrementado el registro de especies que son conocidas y utilizadas por las comunidades rurales. Con un muestreo intensivo (1 vez por semana cada sitio durante toda la temporada de lluvias por tres años consecutivos) y con transectos aleatorios se obtuvieron 208 especies de hongos macroscópicos las cuales representan el 30.14% de especies registradas en el estado de Michoacán. De estas, 101 son comestibles de 371 reportadas para el país y 243 para el estado representando un 41.5% de las especies comestibles de Michoacán. Se documentó que el conocimiento tradicional también es importante en comunidades rurales, que general e históricamente no han sido estudiadas y que están, al menos en la región, aparentemente disminuyendo ese conocimiento a causa de diferentes causas como la pérdida de interés, el cambio y/o pérdida de la composición vegetal o el interés en una vida mejor en el extranjero. Esta información es de suma importancia para poder generar y desarrollar mejores planes de manejo forestal en este caso en particular en bosques de encinos y coníferas. Proporciona un mejor entendimiento de las especies que crecen en estos ecosistemas (a nivel nacional y de entidad federativa), así como una comparativa de las especies que se utilizan de manera tradicional y la importancia en las comunidades estudiadas y las comunidades originarias del estado y el país. Es una compilación y aportación de datos biológicos, ecológicos, taxonómicos y culturales que nos permite tener una mejor visión del estado en que se encuentran estos ecosistemas, de la diversidad de la Funga de la entidad y en la ciencia en general, así como la importancia del uso tradicional que tienen estos organismos para las comunidades y así poder tener un mejor conocimiento sobre las razones que influyen en la pérdida de biodiversidad, el cambio de uso de suelo y poder desarrollar estrategias sustentables para evitar estos problemas que atañen a todas las personas del planeta, mitigar el cambio climático y aportar a la soberanía alimentaria.

También destaca en esta investigación el uso de distintas herramientas de información geográfica y de programación como ArcMap y RStudio para realizar selecciones, extracciones, mapas y análisis estadísticos complejos para entender mejor la ecología de los organismos y sus interacciones con el medio ambiente y el ser humano. En particular, estas herramientas usadas en conjunto permiten elaborar pautas concretas para un mejor manejo

de los recursos forestales maderables y no maderables para poder aprovechar los recursos de manera sustentable y eventualmente mitigar el cambio climático y cambio de uso de suelo.

Las herramientas de percepción remota y el análisis de parámetros óptimos de producción de esporomas (rango altitudinal, pendiente, orientación y tipo de vegetación) encontrados en la literatura especializada permitieron seleccionar los sitios más adecuados para los muestreos, una propuesta metodológica que resulta de utilidad para estudios futuros. Se analizaron 57 variables (bióticas y abióticas) en cada uno de los cinco sitios (28 edáficas, 4 de composición vegetal, 7 de perturbación, 16 de disponibilidad de hongos, así como la temperatura y la humedad). Se obtuvieron variables de perturbación antrópica de suma importancia que influyen en la disponibilidad de hongos de un determinado sitio, como lo es la compactación del suelo generada por factores como el ganado, vehículos o maquinaria y que reduce la humedad y temperatura del suelo. El diagnóstico de estos factores es de particular relevancia, pues impiden al micelio crecer y colonizar el sustrato donde se encuentra. Desde luego, junto a estos factores, la temperatura y la humedad atmosférica, y los niveles de P y N son cruciales para entender los patrones de disponibilidad de hongos silvestres en estos ambientes, así como la composición vegetal para el establecimiento de la riqueza de especies.

La interpretación de la cobertura de dosel por sí sola no refleja el estado de sucesión, la composición vegetal, ni el impacto de las perturbaciones y/o modificaciones sobre los ecosistemas, sus recursos y posibles servicios ecosistémicos (Torres-Gómez *et al.*, 2018). Es por ello la necesidad de utilizar distintas herramientas, enfoques y aproximaciones para poder entender de mejor manera el estado de nuestros ecosistemas para poder manejarlos sustentablemente. La composición vegetal tiene una influencia en el establecimiento de las especies de hongos debido a la relación simbiótica, esto es, entre mayor sea la diversidad de árboles, la riqueza de especies ectomicorrízicas será cuantitativa y cualitativamente mayor, sin embargo, no para la disponibilidad de hongos silvestres como tal, ya que los niveles de P y N, la relación entre la temperatura y humedad, así como la porosidad del suelo son las principales variables abióticas y de perturbación que afectan la disponibilidad de este valioso recurso. Mientras que se hipotetiza que los sitios con poca diversidad de especies de árboles no solo tendrán menor riqueza de especies de hongos, sino que generalmente tienden a dominar unas pocas especies (Torres-Gómez *et al.*, 2018), en este estudio se demostró que

son otras variables abióticas y la compactación del suelo las que definen la disponibilidad de hongos una vez ya establecidas las especies fúngicas por la composición vegetal. Los factores abióticos como la temperatura y la humedad ambiental son de suma importancia para el crecimiento del micelio en general y para la producción de esporomas (Mihail *et al.*, 2007). Estas variables son fundamentales para la producción de esporomas de las especies de hongos silvestres; no obstante, cuando estas variables no fluctúan significativamente entre los sitios, las variaciones pueden ser influidas por otros factores. De manera relevante, es el caso de los nutrientes del suelo (como Ca, N, Mg, P, entre otros), los cuales juegan un papel esencial en el establecimiento y permanencia de los hongos (Bidartondo *et al.*, 2018). En este estudio se demostró que altos niveles de P y bajos niveles de N fomentan una mayor disponibilidad de hongos siempre y cuando el sitio no tenga altos niveles de compactación de suelo. Otro factor relacionado, y que recientemente se ha identificado como fundamental para el establecimiento y permanencia de los hongos, así como la producción de esporomas, es la porosidad del suelo (Stojek *et al.*, 2022). Y este factor puede evaluarse con base en indicadores relacionados con la compactación del suelo, como se hizo en este estudio. La compactación limita el crecimiento del micelio y por lo tanto de las raíces de los árboles, siendo en este estudio uno de los factores más decisivos en la disponibilidad de hongos, debido a que, a menor porosidad, menor intercambio gaseoso, menor interacción de microorganismos e insectos, menor captación y retención de agua la cual es fundamental para el crecimiento del micelio y su posterior producción de esporomas. En los análisis del estudio se identificaron diferencias en los niveles de Ca, porosidad, conductividad eléctrica, Mg y arena, P, siendo menores para el sitio 3, así como niveles altos de N en los sitios 1 y 3. La compactación del suelo también afecta directamente la temperatura (aumentándola; Stojek *et al.*, 2022), todo esto explica la reducida disponibilidad de hongos silvestres en el sitio 3 y la elevada disponibilidad para el sitio 2 que tuvo igual que el sitio 3 el menor número de especies de árboles.

Es importante resaltar que, los datos que se obtienen a partir del conteo de esporomas no aportan información muy confiable sobre el número de especies de hongos silvestres presentes en los ecosistemas ya que no todas las especies producen esporomas anualmente o durante todo el año (Straatsma *et al.*, 2001; Kranabetter *et al.*, 2009). Sin embargo, estos datos son de absoluta pertinencia cuando los hongos son concebidos como un PFNM y

cuando el fin es aportar recomendaciones de aprovechamiento sustentable de estos recursos (e.g. hongos silvestres comestibles, medicinales y tóxicos; Torres-Gómez *et al.*, 2018; Torres-Gómez *et al.*, 2023a; Torres-Gómez *et al.*, 2023b). También es importante resaltar que, al aumentar el tamaño de la zona a estudiar y/o los años de estudio, el número de especies aumenta, es por esto que Hawksworth (2001) plantea que es necesario realizar monitoreos intensivos a largo plazo, por al menos 20 años, para determinar todos los taxa de un sitio particular. No obstante, en este trabajo se pudo obtener el 30.14% del total de especies registradas para el estado de Michoacán y el 41.5% de las especies comestibles registradas para la entidad, esto debido a la intensidad del trabajo de campo y la aleatoriedad de las parcelas de cada sitio. En este caso particular encontramos que la compactación del suelo fue la variable de perturbación fundamental que afecta la disponibilidad del recurso en este tipo de ecosistemas, sin embargo, es posible que en otros sitios con características distintas puedan ser otras variables edáficas las más importantes, por lo que se sugiere.

Se propone seguir realizando monitoreos en diferentes sitios con diferentes características y tomando en cuenta una serie de variables bióticas y abióticas para hacer análisis multifactoriales y poder entender mejor estos organismos y sus interacciones entre sí, el ambiente y la cultura y así poder manejar nuestros ecosistemas de manera sustentable. El uso de distintas herramientas y metodologías (toma de datos, programas estadísticos, percepción remota, etc.) nos han demostrado que tienden a arrojar mejores resultados, con menor sesgo y más integrativos. Tener en cuenta el conocimiento tradicional de las comunidades originarias y rurales en general, incluyendo las mestizas, ayuda a entender su visión y conocimiento sobre los recursos naturales de su entorno, y así entender el tipo de aprovechamiento que han realizado a lo largo de su historia y dar las pautas para mejorar la calidad de vida de las personas conservando y aprovechando adecuadamente sus ecosistemas.

Conclusiones

Comprender cuáles factores bióticos y abióticos influyen en la productividad de los hongos es una prioridad fundamental en la ciencia, en general y para la ecología en particular; asimismo, es relevante para el diseño de prácticas de manejo adecuadas, la planeación económica y el resguardo del patrimonio cultural. Comprender de mejor manera cómo funcionan los recursos forestales y cómo han sido utilizados a lo largo de la historia será la

mejor vía para manejar nuestros ecosistemas de manera sustentable. Un alto número de variables que se tomen en cuenta mejorará el entendimiento de los ecosistemas. Sabiendo aprovechar sosteniblemente nuestros recursos repercutirá directamente en la gente que salvaguarda los ecosistemas, que en lugares como México son principalmente comunidades originarias y rurales. Mejorar las estrategias de aprovechamiento de los recursos naturales desde las comunidades locales repercutirá en el mejoramiento del estado de sus ecosistemas. Procurar el aprovechamiento de manera más sustentable potencialmente brinda la posibilidad de que las comunidades obtengan ingresos económicos que les permita mejorar su calidad de vida. Es indudable que la consideración de tres ejes fundamentales de la sustentabilidad (ecológico, económico y social) es la base para alcanzar mejores formas de aprovechamiento de los recursos naturales y de los ecosistemas que los alojan.

Considerar en el análisis el mayor número posible de variables de diferente naturaleza social y ecológica, permite entender mejor los aspectos biológicos y ecológicos de los organismos considerados como recursos (en el caso estudiado los hongos), los cuales son fundamentales para los ecosistemas, así como para la especie humana y su cultura. Este tipo de estudios y sus resultados ofrecen la posibilidad de generar alternativas viables para desarrollar un mejor aprovechamiento forestal y el empoderamiento de las comunidades para recuperar y manejar adecuadamente su entorno.

LITERATURA CITADA

- Bidartondo MI, Rimington W, Pressel S, Duckett J, Field KJ, y Read D. 2018. Ancient plants with ancient fungi: liverworts associate with early-diverging arbuscular mycorrhizal fungi, *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing papers of a Biological character*. Royal Society (Great Britain), Vol: 285, ISSN: 0950-119
- Hawkswort, D. 2001. Mushrooms: the extent of the unexplored potential. *International Journal of Medicinal Mushrooms*. 3:333–337.
- Mihail, J., Bruhn, J. y Bonella, P. 2007. Spatial and temporal patterns of morel fruiting. *Mycological Research*. 3: 339-346.
- Stojek, K., Gillerot, L. y Jaroszewics, B. 2022. Predictors of mushroom production in the European temperate mixeddeciduous forest. *Forest Ecology and Management*. 522(120451). DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120451

- 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, 515–523.
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A. y Pérez-Salicrup, D. 2018. Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. *Agroforestry Systems*. 92 (2) 575–588. DOI: 10.1007/s10457-017-0081
- Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Pérez-Salicrup, D., Casas, A. y Guevara, M. 2023a. Wild edible mushroom knowledge and use in five forest communities in central México. *Canadian Journal of Forest Research*. 53(1): 25-37. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0043>
- Torres-Gómez, M., Gómez-Peralta, M. y Vázquez-Marrufo, G. 2023b. Wild mushroom consumption in the P'urhépecha Plateau at Michoacán, México: social, ethnomycological and nutritional issues. *Journal of Ethnic Foods*. 10, 4. <https://doi.org/10.1186/s42779-023-00169-4>