



Revista Mexicana de Biodiversidad

ISSN: 1870-3453

falvarez@ib.unam.mx

Universidad Nacional Autónoma de México  
México

Garibay-Orijel, Roberto; Martínez-Ramos, Miguel; Cifuentes, Joaquín  
Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de  
Juárez, Oaxaca  
Revista Mexicana de Biodiversidad, vol. 80, núm. 2, agosto, 2009, pp. 521-534  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42513224022>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en [redalyc.org](http://redalyc.org)

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



## Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca

### Edible mushroom sporocarp availability in pine-oak forests in Ixtlán de Juárez, Oaxaca

Roberto Garibay-Orijel<sup>1\*</sup>, Miguel Martínez-Ramos<sup>2</sup> y Joaquín Cifuentes<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de sistemática, ecología y aprovechamiento de micorrizas, Departamento de Botánica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Apartado postal 70-233, 04510 México, D.F., México.

<sup>2</sup>Laboratorio de ecología de poblaciones y comunidades tropicales, Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO), Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Exhacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

<sup>3</sup>Sección de Micología, Herbario FCME, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, Apartado postal 70-181, 04510 México, D.F., México.

\*Correspondencia: rgaribay@ibunam2.ibiologia.unam.mx

**Resumen.** Los hongos comestibles son recursos forestales cuyo aprovechamiento sustentable depende del conocimiento de la distribución y productividad de sus esporomas. En el presente trabajo se evaluó la disponibilidad de 81 hongos comestibles por medio de la abundancia, distribución temporal y espacial de sus esporomas. Estas variables se integraron en un índice de importancia ecológica (VI) que brinda una medida para estimar la disponibilidad de sus esporomas en los bosques. El estudio se realizó durante 2001 y 2002 en los bosques de *Pinus-Quercus* de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Las especies más abundantes fueron *Laccaria laccata* var. *pallidifolia*, *Gymnoporus confluens* y *Laccaria vinaceobrunnea*. La especie con mayor producción de biomasa húmeda de esporomas (2.21 Kg/sitio de muestreo) fue *Laccaria laccata* var. *Pallidifolia*. Sólo *G. confluens* y *G. dryophilus* produjeron esporomas desde principios de junio hasta finales de octubre. Las especies con mayor disponibilidad fueron *L. laccata* var. *pallidifolia*, *G. confluens*, *L. vinaceobrunnea* y *H. purpurascens*. La riqueza de hongos comestibles silvestres en Ixtlán es alta (96 especies), pero su disponibilidad es muy heterogénea (de *L. laccata* var. *pallidifolia* VI = 0.7905, a *Helvella infula* VI = 0.0055). Dentro del mismo bosque, en sitios relativamente cercanos la composición de especies es diferente y su producción de esporomas y biomasa son contrastantes.

Palabras clave: productividad, hongos comestibles silvestres, recursos forestales no maderables, manejo sustentable, índice de importancia ecológica.

**Abstract.** Wild edible mushrooms are non timber forest products whose sustainable use must have an ecological basis. In this work, we measured the availability of 81 edible mushrooms by means of their abundance, frequency, biomass production, temporal and spatial distribution of their fruiting bodies. These variables were integrated into an ecological importance index (IV) which describes sporome availability in the forest. The research was carried out during 2001 and 2002 in the *Pinus-Quercus* forests of Ixtlán de Juárez, Oaxaca. The most abundant species were *Laccaria laccata* var. *pallidifolia*, *Gymnoporus confluens* and *Laccaria vinaceobrunnea*. *Laccaria laccata* var. *pallidifolia* was the most productive species with an estimated total productivity of 2.21 Kg/sampling site. Only *G. confluens* and *G. dryophilus* were observed in all sampling dates, from June to October. Species with the highest total availability were *L. laccata* var. *pallidifolia*, *G. confluens*, *L. vinaceobrunnea* and *H. purpurascens*. In the communal property of Ixtlán, wild edible mushroom diversity is high (96 species); however, their availability is heterogeneous (from *L. laccata* var. *pallidifolia* IV = 0.7905, to *Helvella infula* IV = 0.0055). Within the forest, between sites relatively close to one another, species composition was different and their abundance and productivity were contrasting.

Key words: productivity, wild edible mushrooms, non timber forest products, sustainable management, ecological importance index.

### Introducción

Los hongos comestibles silvestres (HCS) son recursos forestales no maderables de importancia ecológica,

económica y cultural. En los bosques y otros ecosistemas cumplen funciones sustanciales al proveer a los árboles de nutrientes y agua (cuando son micorrízicos) y al descomponer la materia orgánica hacen disponibles los nutrientes inmovilizados en ella (cuando son saprobios) (Dighton, 2003). Su aprovechamiento se realiza a gran

Recibido: 06 agosto 2008; aceptado: 15 noviembre 2008

escala sobre todo en Asia, donde los hongos micorrízicos son recolectados para su exportación y las cepas de hongos saprobios silvestres constituyen bancos de germoplasma importantes para más de 35 especies comestibles y medicinales que son cultivadas con fines comerciales (Sánchez, 2004). El valor estimado del comercio mundial de hongos silvestres en 2004 fue de 2 billones de dólares (Boa, 2004). En México existe un arraigado conocimiento micológico que proviene de la época prehispánica y se expresa en nuestros días principalmente en comunidades indígenas y mestizas del medio rural (Ruán-Soto et al., 2004); en total, en México se consumen de manera tradicional al menos 275 especies de macromicetos silvestres (Garibay-Orijel et al., en prensa). Sin embargo, su recolección se destina principalmente para autoconsumo y venta en mercados regionales. Los ejemplos de uso intensivo de estos recursos se limitan a la exportación de *Tricholoma magnivelare* y de algunas otras especies como *Amanita caesarea* s.l., *Boletus edulis* s.l., *Cantharellus cibarius* s.l. y *Morchella* spp. a Europa y Asia por medio de compañías extranjeras (Martínez-Carrera et al., 2002, 2005).

En general, se puede decir que en el país este recurso no es usado en todo su potencial y que los beneficios económicos para quienes lo utilizan son limitados por falta de organización, procesamiento, regulación y conocimiento científico y tecnológico. Aunque una base de conocimiento ecológico debería ser el fundamento para planear la explotación de este recurso, en México existen muy pocos estudios acerca de la ecología de poblaciones y comunidades de HCS. Entre ellos se pueden citar los realizados en el Cofre de Perote, Veracruz (Villarreal y Guzmán, 1986); el sur del Valle de México (Zamora-Martínez y Nieto de Pascual, 1995); Santa Catarina del Monte, Estado de México y San Juan Nuevo, Michoacán (Villarreal, 1996) y en el volcán La Malinche, Tlaxcala (Montoya, 2005).

Recientemente en Norteamérica, se ha desarrollado el estudio de la ecología de los HCS, principalmente de poblaciones de especies con alto valor comercial, como *Cantharellus cibarius* s.l. (Pilz et al., 1998), *Tricholoma magnivelare* (Pilz et al., 1999) y *Morchella* spp. (Pilz et al., 2004). Esto ha permitido generar herramientas y políticas de aprovechamiento sustentable y monitoreo de las poblaciones de dichas especies (Pilz y Molina, 2002). Cuando hablamos de ecología de poblaciones y comunidades de HCS es necesario mencionar que los esporomas representan sólo una parte del ciclo de vida de los hongos, pues su fase somática o micelial ocurre, en general, en sustratos diversos en especies saprobias o en el suelo, y las raíces en aquellas micorrízicas. Por lo tanto, la producción de esporomas no es una medida

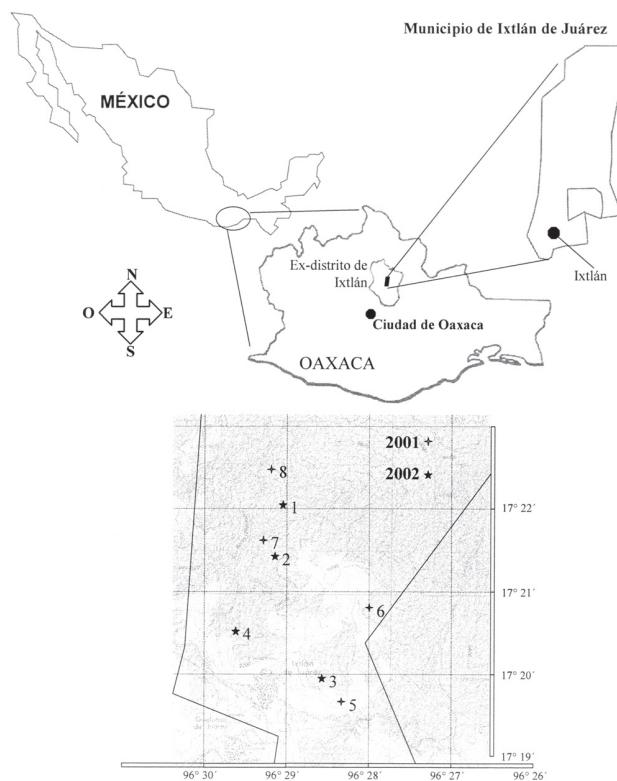
de la abundancia de los hongos en el ecosistema; acaso es una medida de la asignación de los recursos que estos organismos destinan a su estrategia de reproducción sexual. Es por esto que se ha preferido usar en este artículo el término “disponibilidad”, pues éste refleja la cantidad de energía y recursos que cada hongo aporta a los siguientes niveles de la cadena trófica. Para fines del presente trabajo, las medidas de disponibilidad constituyen sólo una estimación de los recursos que pueden ser aprovechados por el hombre. Esto se debe a que no se consideró la biomasa micelial ni los esporomas hipogeo o aquellos que quedan bajo la hojarasca.

El aprovechamiento de los HCS ha sido propuesto como una alternativa para el desarrollo regional, para enriquecer la dieta en zonas rurales y urbanas marginadas y para integrar las comunidades a mercados regionales, nacionales e internacionales (Bandala et al., 1997; Tovar-Velasco y Garibay-Orijel, 2000; Boa, 2004). Esto será posible sólo si dicha explotación parte de la base del conocimiento de las características ecológicas de las especies sujetas al aprovechamiento e incorpora la cultura y el conocimiento local.

En la comunidad de Ixtlán de Juárez, de 2000 a 2004 se desarrolló un estudio integral para evaluar la diversidad de hongos útiles (Garibay-Orijel, 2006), el conocimiento micológico tradicional (Garibay-Orijel et al., 2006), la significancia cultural de las especies consumidas localmente (Garibay-Orijel et al., 2007) y la ecología y productividad de los hongos comestibles, evaluados en 2001 y 2002, que se registran en el presente trabajo. Para esto fueron planteados los siguientes objetivos: 1), estudiar la variación espacial de la riqueza y diversidad de hongos comestibles en los bosques de *Pinus-Quercus* de la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca; 2), medir la abundancia de sus esporomas; 3), estimar la productividad de dichas especies en términos de biomasa en peso fresco de esporomas; 4), determinar su frecuencia temporal y espacial, y 5), evaluar la disponibilidad de los esporomas por medio de un índice de importancia ecológica.

## Materiales y métodos

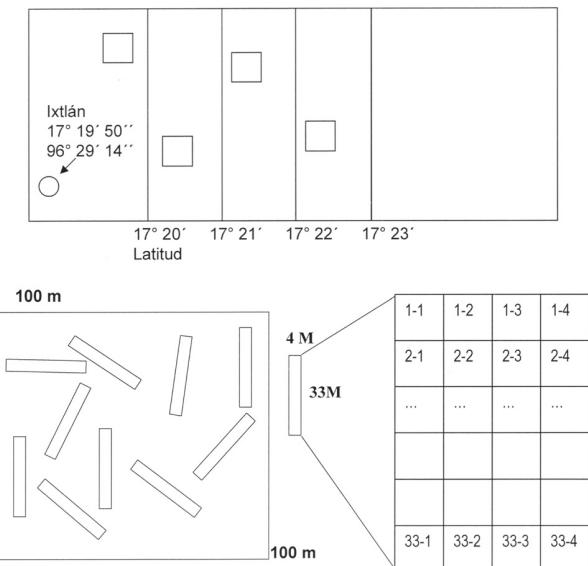
El muestreo se llevó a cabo en los bosques de *Pinus-Quercus* adyacentes a Ixtlán de Juárez, Oaxaca (Fig.1). Las especies arbóreas predominantes en estos bosques son *Pinus oaxacana*, *P. patula* y *P. douglasiana*, mezclados con *Quercus castanea*, *Q. crassifolia*, *Q. obtusata*, *Q. peduncularis*, *Q. rugosa* y *Q. scytophylla* (Flores y Manzanero, 1999). Una descripción más completa de la vegetación, clima y orografía pueden consultarse en Garibay-Orijel et al. (2006).



**Figura 1.** Zona de estudio. Se muestra la ubicación en México de Ixtlán de Juárez, así como la ubicación geográfica de los sitios de muestreo dentro del predio comunal de Ixtlán.

Durante 2001 y 2002 monitoreamos la producción de esporomas, producción de biomasa, frecuencia espacial y temporal de los esporomas de 81 especies de hongos comestibles. Estos 81 taxa representan el 88.04% de las especies de HCS identificadas en la propiedad comunal de Ixtlán de Juárez tratadas a detalle en Garibay-Orijel (2006). La toma de datos se llevó a cabo cada 15 días de junio a octubre (10 fechas por año) pues esta frecuencia representa cambios en el comportamiento de la comunidad fúngica debidos al clima o a la fisiología de las especies y se evita sobreestimar la productividad de especies cuyos esporomas tienen un tiempo de vida mayor a una semana (Vogt et al., 1992) como *Gymnopus confluens*. También se evitaron posibles efectos negativos del pisoteo continuo del suelo sobre el desarrollo de los micelios y producción de esporomas (Sieger, 1987). Cada año se monitorearon 4 sitios de muestreo (SM) diferentes para evitar las posibles influencias que el estudio pudiera causar en el comportamiento normal de la comunidad fúngica (Salo, 1993). Los SM fueron elegidos aleatoriamente en un gradiente de distancia respecto al pueblo. Para esto,

la ubicación de los SM en grados, minutos y segundos se tomó de una tabla de números aleatorios y posteriormente se ubicaron en el campo con la ayuda de un sistema de posicionamiento global (Garmin GPS12). En cada fecha se eligieron 10 transectos dentro de cada SM su ubicación y dirección se eligió aleatoriamente (Salo, 1993) (Fig. 2). Para ésto, se diseñó un mapa con una cuadrícula de 10 m entre líneas. A cada intersección se le dio un número y se eligieron 10 números de una tabla de números aleatorios. La dirección en grados de cada transecto se eligió también en una tabla de números aleatorios (entre 1 y 360 ). Los transectos se ubicaron en el campo con un flexómetro de 50 m y una brújula. Usamos transectos rectangulares pues se ha demostrado que éstos tienen mayor precisión al representar el comportamiento de la producción de esporomas (Mehus, 1986; Amaranthus y Pilz, 1996) y aumentan las probabilidades de encontrar colonias de hongos (Amaranthus y Pilz, 1996; Pilz et al., 1998) pues la mayoría de los macromicetos presentan distribuciones agregadas (O'Dell et al., 1994; Schmit et al., 1999). Ya que las condiciones micro climáticas, como tipo de suelo, pH, humedad, insolación, etc., ejercen una gran influencia sobre la producción de esporomas, usamos transectos con 4 m de ancho y 33 m de largo para favorecer el muestreo



**Figura 2.** Diseño del muestreo ecológico. En la parte superior se indica cómo fueron distribuidos los sitios de muestreo (SM) en un gradiente de distancia respecto de la comunidad de Ixtlán. Se escogieron aleatoriamente 4 sitios en 2001 y 4 en 2002. En la parte inferior se muestra la ubicación aleatoria de los 10 transectos por sitio de muestreo. Éstos tuvieron ubicaciones diferentes cada fecha. Se muestra también cómo fueron divididos en metros cuadrados para la toma de datos.

de numerosos microhabitats (Ohenoja y Metsänheimo, 1982). En cada metro cuadrado de los transectos se anotó el número de esporomas por especie presente (Luoma et al., 1994) siempre y cuando éstos tuvieran una talla mayor a 2 cm de alto y 1 cm de diámetro. Si bien en la medición de la productividad se prefiere el uso de peso seco (Pilz et al., 1998), en este estudio para la estimación de la biomasa se usó sólo el peso fresco ya que en términos de disponibilidad del recurso, éste tiene mayor significancia. Para estimarlo, se usó una balanza digital (Ohaus CS-2000 rango mínimo 0.1 g) con la cual se pesaron en el campo todos los esporomas de los hongos raros (1-10 esporomas), escasos (11-100) y una muestra de 100 esporomas de los abundantes (101-1 000) y muy abundantes (más de 1 000 esporomas).

La diversidad de especies de HCS en cada sitio se evaluó con la riqueza y con el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ). Se calculó la similitud en la composición de especies entre los SM con el índice de similitud de Jaccard (Pielou, 1984). Para calcular la riqueza se consideró el número de especies de HCS por SM y la total. En el índice de diversidad en lugar del número de individuos, usamos el logaritmo base 10 de la abundancia absoluta de esporomas (Iwabuchi et al., 1994; Senn-Irlet y Bieri, 1999). El índice de diversidad se usó para comparar entre los SM y dado que se empleó el número de esporomas, no se hace inferencia alguna sobre el número de individuos. Para comparar los índices de diversidad entre SM primero se calculó su varianza con la fórmula 8.64 de Zar (1999), posteriormente se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y se buscaron diferencias significativas entre pares con una prueba de Tukey (Zar, 1999). Cuando "n" fue diferente entre pares de SM el error estándar se calculó con la fórmula 11.4 de Zar (1999). Para evaluar la representatividad del muestreo obtuvimos la curva promedio de acumulación de especies después de 100 réplicas aleatorias en el programa Biodiversity Pro 2.0 (Mc Atee et al., 1997) y comparamos estos datos contra el listado de hongos comestibles de la zona de Garibay-Orijel (2006).

La abundancia absoluta de esporomas (AA) de una especie ( $sp_i$ ) en un sitio de muestreo (SM<sub>x</sub>) (AA<sub>x</sub>SM<sub>x</sub>) se obtuvo al sumar el número de sus esporomas en cada transecto en las 10 fechas del año. La abundancia absoluta anual de esporomas de una especie (AA<sub>200x</sub>sp<sub>i</sub>) se obtuvo al sumar las 4 AA<sub>x</sub>SM<sub>x</sub> de ese año. La abundancia absoluta total de esporomas de una especie (AAtsp<sub>i</sub>) se obtuvo de sumar las 2 AA<sub>200x</sub>sp<sub>i</sub>. La abundancia relativa de esporomas de una especie (ARsp<sub>i</sub>) se obtuvo: ARsp<sub>i</sub> = AAtsp<sub>i</sub> / AAtspp, donde AAtspp es el total de esporomas contabilizados. La estimación de la producción de biomasa total de una especie (EBtsp<sub>i</sub>) se calculó:

$$EBtsp_i = \left[ \left( \sum_{i=1}^n ph_i \right) \div (Nphsp_i) \right] (AAtsp_i),$$

donde  $\sum_{i=1}^n ph_i$  es la sumatoria de los pesos húmedos de

la especie "i", Nphsp<sub>i</sub> es el número de medidas de pesos húmedos de la especie "i" y AAtsp<sub>i</sub> es la abundancia absoluta total de dicha especie. Ya que esta medida es una estimación y depende de la precisión del promedio de los pesos húmedos, se indicó su desviación estándar. La estimación de producción de biomasa relativa de una especie (EBRsp<sub>i</sub>) se obtiene: EBRsp<sub>i</sub> = EBtsp<sub>i</sub> / EBtsp, donde EBtsp es la suma de las EBt de todas las especies. Para el cálculo de la producción de biomasa por hectárea, se tomó en cuenta el área total muestreada (ATM) en este trabajo: 8 sitios x 10 muestreos x 10 transectos x 4 m de largo x 33 m de ancho = 105 600 m<sup>2</sup>. Así la producción de biomasa/Ha = (EBt/ATM) 10 000. Este cálculo se realizó también para estudios previos con datos de EBt y ATM con fines comparativos.

La frecuencia temporal de esporomas una especie (FTsp<sub>i</sub>) se calculó: FTsp<sub>i</sub> = NT / T, donde NT es el número de fechas en que se observaron esporomas de la especie y T es el número de fechas total. La frecuencia espacial de una especie (FEsp<sub>i</sub>) se calculó: FEsp<sub>i</sub> = NobsE / E, donde NobsE es el número de SM en que se observaron esporomas de la especie y E es el número de SM totales (8 entre los 2 años).

La frecuencia temporal relativa (FTR) se calculó: FTRsp<sub>i</sub> = FTsp<sub>i</sub> / Σ FTsp. Donde Σ FTsp es la sumatoria de las frecuencias temporales de todas las especies. La frecuencia espacial relativa (FER) se calculó: FERsp<sub>i</sub> = FEsp<sub>i</sub> / Σ FEsp. Donde Σ FEsp es la sumatoria de las frecuencias espaciales de todas las especies.

La abundancia de esporomas, su frecuencia espacial, frecuencia temporal o la producción de biomasa en esporomas no brindan por sí solas una medida de la disponibilidad de las especies. Esto se debe a que existen especies con producción de muchos esporomas pequeños y otras con pocos esporomas grandes, o bien, porque existen especies que producen esporomas abundantemente en un sólo sitio una única vez contra especies con poca producción de esporomas en períodos largos y distribuidos ampliamente. Por esto, de manera análoga, Horton y Bruns (2001) propusieron para el caso de comunidades micorrízicas, la integración de estas variables en un índice de importancia ecológica. En este trabajo se propone un valor de importancia ecológica (VI) modificado del índice de Curtis y McIntosh (1951) en el cual el Valor de importancia ecológica VI = Densidad relativa +

Dominancia relativa + Frecuencia relativa. Ya que los hongos presentan características biológicas distintas a las plantas, se realizaron modificaciones quedando la fórmula del VI de la siguiente manera: *a)* el componente densidad-dominancia lo determinamos en base a la abundancia relativa y la producción de biomasa relativa; *b)* el componente de frecuencia relativa lo integramos con la frecuencia espacial relativa y la frecuencia temporal relativa. De esta manera VI se determinó:  $VI_{Sp_i} = AR_{Sp_i} + EBR_{Sp_i} + FT_{Sp_i} + FE_{Sp_i}$ . Evaluamos las relaciones entre las variables ecológicas de las especies por medio de sus correlaciones. En un análisis preliminar se observó que las variables no tenían distribución normal por medio de la prueba de bondad de ajuste W de Shapiro-Wilk. Debido a la distribución no normal de las variables, se evaluaron las correlaciones no paramétricas de Spearman. Los análisis estadísticos se realizaron en el programa JMP 6.0.0 (SAS Institute, 2005).

## Resultados

Los SM con mayor riqueza de especies fueron SM7, SM4 y SM5 con 47, 46 y 46 taxa por SM, respectivamente. Los sitios con menos especies fueron SM8 y SM2 con 36 y 35 especies, respectivamente. Durante 2001 el sitio con mayor diversidad fue SM1 ( $H' = 1.005$ ) y SM2 el de menor diversidad ( $H' = 0.759$ ). Mientras que en 2002 SM5 fue el de mayor diversidad ( $H' = 1.157$ ) y SM6 el de menor diversidad ( $H' = 0.593$ ). Siendo los sitios más parecidos SM1-SM5, SM1-SM7 y SM5-SM7 con 61.11%, 60.00% y 57.63% de similitud respectivamente. Los sitios más distintos entre sí fueron SM6-SM8, SM4-SM8 y SM4-SM5 con similitudes de 40.35%, 38.98% y 37.31% respectivamente.

*Laccaria laccata* var. *pallidifolia* y *Gymnopus confluens* fueron las únicas especies que produjeron más de 1000 esporomas; 10 especies fueron abundantes, presentando de 101 a 1 000 esporomas; 40 fueron de escasas a comunes produciendo de 11 a 100 esporomas. De las 81 especies analizadas, 29 fueron raras (1 a 10 esporomas/8 SM); entre éstas, *Amanita fulva*, *Boletellus russellii*, *Helvella infula*, *Ramaria purpurisima* var. *purpurisima*, *Russula rosea*, *Russula mexicana*, *Sparassis crispa* y *Tricholoma caligatum* sólo produjeron un esporoma (Cuadro 1).

Durante 2001, se registraron en total 7 801 esporomas con un promedio de 1 950.25 esporomas por SM. El SM2 destacó con 3 172 esporomas, mientras que SM3 apenas produjo 995 esporomas. Durante 2002 se registraron 6 149 esporomas, con un promedio de 1 537 esporomas por SM. El SM6 fue el de mayor producción con 1 945 esporomas, mientras que SM5 apenas produjo 754 esporomas.

Según la estimación de producción de biomasa, en 2001 *L. laccata* var. *pallidifolia* fue la especie de mayor productividad con 8.83 kg/4 SM. Otras especies que produjeron más de 1 kg/4 SM fueron *Hygrophorus purpurascens*, *G. confluens*, *Cantharellus lutescens*, *Suillus tomentosus*, *Laccaria vinaceobrunnea* y *Lactarius vellereus*. En 2002, nuevamente *L. laccata* var. *pallidifolia* fue la especie con mayor producción de biomasa con 8.82 kg/4 SM. Las demás especies con producción mayor a 1 kg/4 SM fueron *Amanita basii*, *H. purpurascens*, *Russula cyanoxantha* y *Lactarius indigo*. Entre los 2 años de muestreo el hongo comestible con mayor producción de biomasa fue *L. laccata* var. *pallidifolia* con 17.65 kg, es decir 2.21 kg/SM. Las especies con producciones mayores a 1 kg/8 SM fueron *H. purpurascens*, *R. cyanoxantha*, *G. confluens*, *L. vinaceobrunnea*, *S. tomentosus*, *C. lutescens*, *Hydnus repandum* var. *repandum*, *A. basii*, *L. indigo*, *Amanita rubescens* y *L. vellereus* (Cuadro 1). Durante 2001 en los 4 SM se produjo un estimado de 30.01 kg de HCS y durante 2002 se produjeron 28.99 kg.

Sólo *G. confluens* y *G. dryophilus* produjeron basidiomas desde principios de junio hasta finales de octubre ( $FT = 0.85$  y 0.75 respectivamente). Especies con frecuencias temporales altas fueron *S. tomentosus* ( $FT = 0.75$ ), *L. laccata* var. *pallidifolia* y *Tricholoma flavovirens* ( $FT = 0.70$ ) (Cuadro 1). *Amanita ceciliae*, *R. cyanoxantha*, *Hypholoma capnoides*, *L. laccata* var. *pallidifolia*, *Lactarius deterrimus* y *T. flavovirens* estuvieron presentes durante 4 meses del monitoreo. *Gymnopus confluens*, *G. dryophilus*, *Auricularia auricula-judae* e *Hygrophoropsis aurantiaca* son las únicas especies que aparecieron desde principios de junio. Desde mediados de junio aparecieron 11 especies y el resto lo hizo ya entrada la temporada de lluvias. Algunas especies como *Boletus edulis*, *Clavariadelphus truncatus*, *Clavulinina rugosa*, *Craterellus cornucopioides* y *Helvella* spp. estuvieron restringidas a los últimos 2 meses de la temporada de lluvias (septiembre y octubre). Particularmente, *A. fulva*, *Pulveroboletus ravenelii*, *Armillaria mellea* y *Helvella infula* sólo fueron observadas durante octubre.

*Albatrellus ovinus*, *Amanita jacksonii*, *A. mellea*, *Austroboletus betula*, *B. russellii*, *Hygrophoropsis aurantiaca* var. *pallida*, *Pseudohydnum gelatinosum*, *R. purpurisima* var. *purpurisima*, *S. crispa* y *Tricholoma caligatum* (10 especies) fueron encontradas sólo durante 2001.

*Albatrellus ellisii*, *Amanita basii*, *A. fulva*, *A. tecumate*, *B. edulis*, *Helvella atra*, *H. crispa*, *H. infula*, *H. lacunosa*, *Hygrophorus russula*, *Leccinum chromapes*, *Lycoperdon perlatum*, *P. ravenelii*, *Russula rosea*, *R. mexicana* y *Strobilomyces strobilaceus* (16 especies), sólo aparecieron durante 2002.

Cuadro 1. Variables ecológicas en la producción de esporomas de los hongos comestibles de Ixtlán

Especie	<i>AAt</i>	<i>AR</i>	<i>FE</i>	<i>FER</i>	<i>FT</i>	<i>FTR</i>	<i>Ph X</i>	<i>Ph DE</i>	<i>EBt</i>	<i>EBR</i>	<i>VI</i>
<i>Laccaria laccata</i> var. <i>pallidifolia</i>	6088	0.43642	1	0.0238	0.7	0.0310	2.9	2.32	17655.2	0.2992	0.7905
<i>Gymnopus confluens</i>	2512	0.18007	1	0.0238	0.9	0.0377	0.89	0.16	2235.7	0.03789	0.2795
<i>Laccaria vinaceobrunnea</i>	865	0.06201	1	0.0238	0.7	0.0288	2.13	1.56	1841.2	0.0312	0.1458
<i>Hygrophorus purpurascens</i>	169	0.01212	0.875	0.0208	0.6	0.0266	26.02	21.49	4397.3	0.07452	0.1341
<i>Cantharellus lutescens</i>	731	0.0524	0.875	0.0208	0.5	0.0222	2.47	1.61	1805.3	0.03059	0.126
<i>Otidea onotica</i>	632	0.04531	1	0.0238	0.4	0.0177	0.82	0.23	518.2	0.00878	0.0956
<i>Suillus tomentosus</i>	84	0.00602	0.875	0.0208	0.8	0.0333	21.86	12.85	1836.2	0.03112	0.0912
<i>Russula cyanoxantha</i>	34	0.00244	1	0.0238	0.6	0.0244	67.38	59.71	2291.0	0.03883	0.0895
<i>Gymnopus dryophilus</i>	238	0.01706	0.875	0.0208	0.8	0.0333	3.93	1.59	935.0	0.01585	0.087
<i>Hydnellum repandum</i> var. <i>repandum</i>	113	0.0081	1	0.0238	0.6	0.0244	15.26	11.04	1724.3	0.02922	0.0855
<i>Hypholoma capnoides</i>	330	0.02366	1	0.0238	0.6	0.0266	1.6	1.3	528.0	0.00895	0.083
<i>Cantharellus tubaeformis</i>	374	0.02681	0.875	0.0208	0.4	0.0177	1.81	1.21	678.2	0.01149	0.0769
<i>Tricholoma flavovirens</i>	42	0.00301	0.875	0.0208	0.7	0.0310	21.8	11.9	915.6	0.00158	0.0704
<i>Amanita rubescens</i>	33	0.00237	0.75	0.0179	0.6	0.0244	42.75	21.87	1410.9	0.02391	0.0685
<i>Lactarius vellereus</i>	63	0.00452	0.875	0.0208	0.4	0.0155	21.2	8.09	1335.6	0.02263	0.0635
<i>Lactarius chrysorrheus</i>	60	0.0043	1	0.0238	0.5	0.0222	7.92	2.14	475.3	0.00806	0.0583
<i>Amanita vaginata</i>	26	0.00186	0.875	0.0208	0.6	0.0266	14.08	8.87	366.0	0.0062	0.0555
<i>Lactarius deterimus</i>	37	0.00265	0.75	0.0179	0.5	0.0222	19.8	7.08	732.6	0.01242	0.0551
<i>Lactarius indigo</i>	20	0.00143	0.625	0.0149	0.3	0.0111	77.2	27.56	1544.0	0.02617	0.0536
<i>Tremellobendron schweinitzii</i>	43	0.00308	0.875	0.0208	0.4	0.0177	16.3	5.64	700.9	0.0009	0.0535
<i>Auricularia auricula-judae</i>	284	0.02036	0.5	0.0119	0.3	0.0111	2.1	0.95	596.4	0.01011	0.0535
<i>Amanita ceciliae</i>	18	0.00129	0.75	0.0179	0.6	0.0244	25.73	7.55	463.2	0.00785	0.0514
<i>Amanita basii</i>	12	0.00086	0.5	0.0119	0.2	0.0067	139.88	66.34	1678.5	0.02845	0.0479
<i>Laccaria bicolor</i>	53	0.0038	1	0.0238	0.4	0.0177	1.92	0.7	101.8	0.00173	0.0471
<i>Cantharellus cibarius</i> sp.2	40	0.00287	0.625	0.0149	0.5	0.0200	10.43	2.87	417.2	0.00707	0.0448
<i>Chroogomphus jamaicensis</i>	18	0.00129	0.875	0.0208	0.5	0.0200	6.07	1.59	109.2	0.00185	0.0439
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	71	0.00509	0.875	0.0208	0.4	0.0155	1.24	1.19	88.4	0.0015	0.0429
<i>Lactarius volvemus</i>	16	0.00115	0.375	0.0089	0.4	0.0177	55.5	53.03	888.0	0.01505	0.0429

Cuadro 1. Continúa

Especie	<i>AAt</i>	<i>AR</i>	<i>FE</i>	<i>FER</i>	<i>FT</i>	<i>FTR</i>	<i>Ph X</i>	<i>Ph DE</i>	<i>EBt</i>	<i>EBR</i>	<i>VI</i>
<i>Laccaria proxima</i>	54	0.00387	0.75	0.0179	0.4	0.0155	6	2.9	324.0	0.00549	0.0427
<i>Cantharellus cinnabarinus</i>	197	0.01412	0.375	0.0089	0.4	0.0177	0.26	0.08	51.2	0.00087	0.0417
<i>Ramaria cf. versatilis</i>	31	0.00222	0.5	0.0119	0.3	0.0133	26.49	16.61	821.1	0.01392	0.0413
<i>Strobilomyces confusus</i>	27	0.00194	0.5	0.0119	0.3	0.0133	30.4	40.94	820.8	0.01391	0.0411
<i>Craterellus cornucopioides</i>	37	0.00265	1	0.0238	0.3	0.0133	1.23	0.56	45.5	0.00077	0.0405
<i>Laccaria amethystina</i>	36	0.00258	0.875	0.0208	0.3	0.0133	2.83	1.84	101.9	0.00173	0.0384
<i>Armillaria tabescens</i>	44	0.00315	0.5	0.0119	0.2	0.0067	20	15.56	880.0	0.01491	0.0366
<i>Russula grata</i>	19	0.00136	0.625	0.0149	0.3	0.0133	21.8	15.87	414.2	0.00702	0.0366
<i>Suillus collinitus</i>	21	0.00151	0.5	0.0119	0.3	0.0111	25.43	2.46	533.9	0.00905	0.0335
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	25	0.00179	0.5	0.0119	0.4	0.0155	8.6	5.12	215.0	0.00364	0.0329
<i>Lactarius deliciosus</i>	15	0.00108	0.5	0.0119	0.3	0.0133	22.38	5.94	335.7	0.00569	0.032
<i>Hydnum repandum</i> var. <i>album</i>	22	0.00158	0.5	0.0119	0.3	0.0133	11.48	1.3	252.6	0.00428	0.0311
<i>Laccaria amethysteo-occidentalis</i>	32	0.00229	0.625	0.0149	0.3	0.0111	4.67	2.89	149.3	0.00253	0.0308
<i>Rhodocollybia butyracea</i>	66	0.00473	0.375	0.0089	0.3	0.0111	4.22	2.26	278.6	0.00472	0.0295
<i>Hydnum repandum</i> var. <i>rufescens</i>	15	0.00108	0.75	0.0179	0.2	0.0067	13.1	2.55	196.5	0.00333	0.0289
<i>Craterellus fallax</i>	22	0.00158	0.5	0.0119	0.3	0.0133	1.57	0.32	34.6	0.00059	0.0274
<i>Ramaria flava</i> var. <i>aurea</i>	6	0.00043	0.375	0.0089	0.3	0.0111	42.38	25.88	254.3	0.00431	0.0248
<i>Clavulinopsis rugosa</i>	77	0.00552	0.5	0.0119	0.2	0.0067	0.38	0.11	29.3	0.0005	0.0246
<i>Clavicorona pyxidata</i>	14	0.001	0.5	0.0119	0.2	0.0089	9.8	3.67	137.2	0.00233	0.0241
<i>Albatrellus ellisi</i>	2	0.00014	0.125	0.0030	0.1	0.0044	462.3	159.23	924.6	0.01567	0.0232
<i>Helvella pityophila</i>	11	0.00079	0.375	0.0089	0.3	0.0111	12.05	10.09	132.6	0.00225	0.0231
<i>Amanita</i> aff. <i>calyptrodes</i>	5	0.00036	0.5	0.0119	0.2	0.0089	13.6	5.69	68.0	0.00115	0.0223
<i>Rozites caperatus</i>	8	0.00057	0.5	0.0119	0.2	0.0067	19.3	6.32	154.4	0.00262	0.0217
<i>Hebelia crispa</i>	25	0.00179	0.375	0.0089	0.2	0.0067	8.98	5.74	224.4	0.0038	0.0212
<i>Tremella concrecens</i>	16	0.00115	0.5	0.0119	0.2	0.0067	3.8	2.36	60.8	0.01188	0.0207
<i>Amanita jacksonii</i>	7	0.0005	0.25	0.0060	0.2	0.0067	58.02	18.23	406.1	0.00688	0.02
<i>Clavulinopsis cinerea</i>	12	0.00086	0.375	0.0089	0.2	0.0089	4.2	1.24	50.4	0.00085	0.0195
<i>Clavaridelphus truncatus</i>	16	0.00115	0.375	0.0089	0.2	0.0067	6.22	2.99	99.5	0.00169	0.0184

Cuadro 1. Continúa

Especie	AAt	AR	FE	FER	FT	FTR	Ph X	Ph DE	EBt	EBR	VI
<i>Leccinum chromipes</i>	4	0.00029	0.25	0.0060	0.1	0.0044	86.2	25.63	344.8	0.00584	0.0165
<i>Clitocybe gibba</i>	13	0.00093	0.375	0.0089	0.1	0.0044	4.9	1	63.7	0.00108	0.0154
<i>Boletus edulis</i>	2	0.00014	0.25	0.0060	0.1	0.0044	142.6	42.56	285.2	0.00483	0.0154
<i>Agaricus sylvaticus</i>	5	0.00036	0.375	0.0089	0.1	0.0044	18.6	4.62	93.0	0.00158	0.0153
<i>Sparassis crispa</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	482.1	0	482.1	0.00817	0.0134
<i>Pseudohydnum gelatinosum</i>	8	0.00057	0.25	0.0060	0.1	0.0044	1	0.24	8.0	0.00014	0.0111
<i>Ramaria purpurissima</i> var. <i>purpurissima</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	342.3	0	342.3	0.0058	0.0111
<i>Hebella atra</i>	3	0.00022	0.25	0.0060	0.1	0.0044	2	1.64	6.0	0.0001	0.0107
<i>Favolus teniculus</i>	2	0.00014	0.25	0.0060	0.1	0.0044	1.8	0.46	3.6	6.10E-05	0.0106
<i>Armillaria mellea</i>	9	0.00065	0.125	0.0030	0.1	0.0022	29.6	6.35	266.4	0.00452	0.0104
<i>Amanita tecunmate</i>	3	0.00022	0.125	0.0030	0.1	0.0022	95.3	36.56	285.9	0.00485	0.0103
<i>Hygrophorus russula</i>	3	0.00022	0.25	0.0060	0.1	0.0022	29	31.11	87.0	0.00147	0.0099
<i>Lycoperdon perlatum</i>	4	0.00029	0.125	0.0030	0.1	0.0044	9.3	4.23	37.2	0.00063	0.0083
<i>Hebella lacunosa</i>	2	0.00014	0.125	0.0030	0.1	0.0044	11.2	6.5	22.4	0.00038	0.0079
<i>Abbatrellus ovinus</i>	2	0.00014	0.125	0.0030	0.1	0.0044	3.21	2.3	6.4	0.00011	0.0077
<i>Strobilomyces strobilaceus</i>	3	0.00022	0.125	0.0030	0.1	0.0022	38.1	10.59	114.3	0.00194	0.0073
<i>Austroboletus benua</i>	3	0.00022	0.125	0.0030	0.1	0.0022	33.4	6.25	100.2	0.0017	0.0071
<i>Tricholoma caligatum</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	52.9	0	52.9	0.01552	0.0062
<i>Putheroboletus ravenelii</i>	2	0.00014	0.125	0.0030	0.1	0.0022	21.3	11.23	42.6	0.00072	0.0061
<i>Boletellus russelli</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	26.5	0	26.5	0.00045	0.0057
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> var. <i>allida</i>	6	0.00043	0.125	0.0030	0.1	0.0022	0.47	0.21	2.8	4.78E-05	0.0057
<i>Russula rosea</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	18.3	3.65	18.3	0.00031	0.0056
<i>Russula mexicana</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	17.9	4.56	17.9	0.0003	0.0056
<i>Amanita fulva</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	17.3	0	17.3	0.00029	0.0056
<i>Helvella infula</i>	1	7.17E-05	0.125	0.0030	0.1	0.0022	15.3	0	15.3	0.00026	0.0055

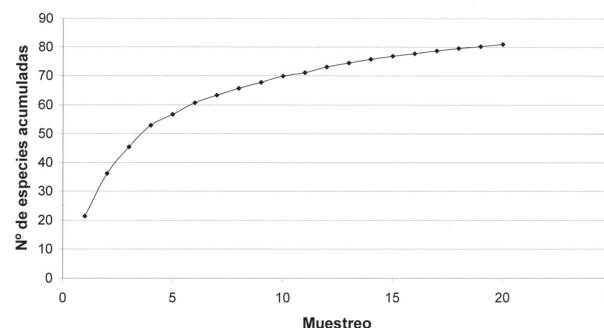
AAt: Abundancia absoluta total de esporomas. AR: Abundancia relativa. FE: Frecuencia espacial. FER: Frecuencia espacial relativa. FT: Frecuencia temporal. FTR: Frecuencia temporal relativa. Ph X: Peso húmedo promedio. Ph DE: Desviación estándar del peso húmedo. EBt: Estimación de la producción de biomasa total. EBR: Estimación de la producción de biomasa relativa (todos los pesos están en gramos). VI: Valor de importancia ecológica.

El 61.73% de las especies se observó en 1 a 4 SM. Entre éstas especies, 18 estuvieron restringidas a un SM: *A. mellea* en SM1; *Boletellus russellii* y *R. purpurisima* var. *purpurisima* en SM2; *A. betula*, en SM3; *A. ovinus*, *H. aurantiaca* var. *pallida*, *S. crispa* y *T. caligatum* en SM4; *A. fulva*, *P. ravenelii* y *S. strobilaceus* en SM5; *A. ellisii*, *Amanita tecumate* y *H. infula* en SM6; *L. perlatum* y *R. rosea* en SM7; *H. lacunosa* y *R. mexicana* en SM8. El 38.27% de las especies se presentó en cinco a ocho sitios; 10 de éstas especies, *C. cornucopoides*, *G. confluens*, *H. repandum* var. *repandum*, *H. capnoidea*, *Laccaria bicolor*, *L. laccata* var. *pallidifolia*, *L. vinaceobrunnea*, *Lactarius chrysorrheus*, *Otidea onotica* y *R. cyanoxantha*, se presentaron en todos los SM (FE=1) (Cuadro 1).

El Cuadro 1 muestra un resumen de las diferentes variables ecológicas evaluadas para cada una de las especies de HCS, así como el cálculo final de su valor de importancia ecológica. Las especies con mayor disponibilidad fueron *L. laccata* var. *pallidifolia*, *G. confluens*, *L. vinaceobrunnea*, *H. purpurascens* y *C. lutescens*. Las especies con menor disponibilidad fueron *H. aurantiaca* var. *pallida*, *R. rosea*, *R. mexicana*, *A. fulva* y *H. infula*.

## Discusión

Previamente, Garibay-Orijel (2006) informó que la riqueza de hongos comestibles en la sierra Norte de Oaxaca, particularmente en Ixtlán, es la más alta en México con 96 especies de HCS registradas a la fecha. De éstas, 81 estuvieron presentes en los SM muestreados, debido principalmente a que entre las 15 especies no incluidas aquí se encuentran muchas que no se distribuyen de manera natural en bosques templados (lo hacen en pastizales, bosques deciduos, etc.), o bien, con abundancias muy bajas y de distribución espacial muy restringida. En la figura 3 se muestra la acumulación de especies, donde se observa como después del decimoquinto muestreo cada nuevo evento aportó sólo una especie no observada previamente. De esto se desprende que el número de SM y su elección aleatoria fue una estrategia adecuada para obtener una muestra representativa de la comunidad de HCS. Encontramos diferencias significativas en los índices de diversidad entre los sitios de muestreo ( $F_{1178.9} > F_{0.05,7,73} 2.14$ ) y la prueba de Tukey arrojó que la magnitud de la diversidad entre todos los pares de SM es significativamente diferente. En general, los sitios fueron diferentes en cuanto a su composición de especies, el promedio de todas sus similitudes fue de 49.18%. Los datos de diversidad y composición de especies demuestran que la comunidad de hongos comestibles en la zona es espacialmente muy heterogénea, lo que se podría explicar



**Figura 3.** Acumulación de especies. Los muestreos del 1 al 10 corresponden a 2001 y del 11 al 20 corresponden a 2002. Se presenta la curva promedio después de 100 permutaciones de los muestreos al azar en el programa Biodiversity Pro 2.0 (Mc Aleece et al., 1997).

por el muy diverso mosaico de vegetación que existe en estos bosques. Dentro de un mismo sitio de muestreo, la orografía es accidentada y la estructura de la vegetación cambia drásticamente. Para crear este mosaico influye la alta diversidad vegetal de la sierra Norte de Oaxaca y el intenso manejo forestal a que están sometidos estos bosques.

De la distribución de la abundancia en la comunidad resulta evidente la gran dominancia de *L. laccata* y *G. confluens* que produjeron más de 1 000 esporomas y su productividad se encuentra 3 órdenes de magnitud por encima de las especies raras (en conjunto acumularon más del 60 % del total de esporomas). Del análisis de especies con mayor abundancia de esporomas se desprenden algunos patrones muy interesantes: 1), los géneros *Laccaria*, *Gymnopus* y *Cantharellus* tienen enorme relevancia en los bosques de la zona, pues tienen 2, 2 y 3 especies, respectivamente, dentro de las 12 de mayor abundancia. Dado que se trata de especies comestibles y de alta productividad, éstas representan un recurso que podría ser aprovechado a gran escala; 2), a pesar de que existen pocos estudios de comunidades de HCS en México, *L. amethystina*, *L. bicolor*, *L. laccata*, *L. trichodermophora* y *L. vinaceobrunnea* siempre se encuentran entre las 5 especies más abundantes (Villarreal y Guzmán, 1986; Villarreal, 1996; Montoya, 2005). Por lo que la dominancia del género *Laccaria* en la producción de esporomas aparentemente empieza a dibujarse como un patrón en los bosques templados de México con dominancia de *Pinus*. Debido a que existe poca correspondencia entre la producción de esporomas y la abundancia de micorrizas (Horton y Bruns, 2001), este hecho requiere mayor estudio para determinar la importancia de este género como micorrízico y sus posibles implicaciones forestales, y 3), las especies

saprobiás están subrepresentadas por el tipo de muestreo. Al enfocarnos en los hongos comestibles mayores a 2 cm de alto, algunos hongos saprobiás comestibles de talla pequeña que son altamente abundantes de géneros como *Mycena* y *Marasmius*, entre otros, no fueron incluidos.

Aunque *L. laccata* tiene esporomas pequeños, con un promedio de peso de 2.9 g, su gran número la hizo de nuevo la especie más importante en cuanto a la producción de biomasa. En este rubro, evidentemente cobraron importancia especies con esporomas grandes y consistentes como *H. purpurascens* y *R. cyanoxantha* que a pesar de haber producido 169 y 34 esporomas, ocuparon el segundo y tercer lugar gracias a que sus pesos húmedos promedios fueron de 21.48 g y 59.71 g respectivamente. Debido a las diferencias metodológicas es difícil hacer comparaciones en la producción de biomasa de HCS entre diferentes estudios. Sin embargo, del trabajo de Montoya (2005) en el volcán La Malinche es posible calcular que la productividad fue de 29.54 kg en un área muestreada total de 252 000 m<sup>2</sup>; esto es, 1.17 kg de HCS/ha. Al comparar este dato con los 59.01 kg producidos en Ixtlán en un área muestreada total de 105 600 m<sup>2</sup> (en un muestreo durante las temporadas de lluvias, durante 5 meses, en 2 años consecutivos), esto es 5.59 kg de HCS/ha, esto refleja la considerable productividad de HCS en los bosques de Ixtlán. Sin embargo, esta productividad está dominada por 16 especies que en su conjunto acumularon el 73.58% de la productividad total (Fig. 4). De hecho, sólo 12 especies produjeron más de 1 kg de biomasa húmeda en 2 años en 8 ha muestreadas (Cuadro 1). En términos de aprovechamiento, esto significa que aunque la comunidad de HCS es muy diversa y altamente productiva, son pocas las especies en condiciones de producir cosechas comerciales sostenibles.

Cualitativamente, la fenología reproductiva de las especies, siguió el patrón común inducido por la precipitación pluvial. En general, la producción de esporomas en la zona comienza en junio y se mantiene baja hasta que las lluvias son constantes, entre agosto y septiembre (Fig. 5). En agosto de 2002, la producción de esporomas se abatió debido a un periodo largo e intenso de canícula. La productividad fue alta en septiembre y octubre y bajó en noviembre cuando las lluvias se retiraron. Todas las especies presentes desde el principio de junio son saprobiás, lo que podría indicar que tienen la capacidad de aprovechar la humedad de la incipiente temporada de lluvias, así como de acumular rápidamente energía suficiente para producir esporomas de inmediato. Existen algunas especies micorizógenas como *Amanita ceciliae*, *Laccaria vinaceobrunnea*, *Russula cyanoxantha* y *Suillus tomentosus* con características similares, pero el proceso es ligeramente más lento pues producen esporomas

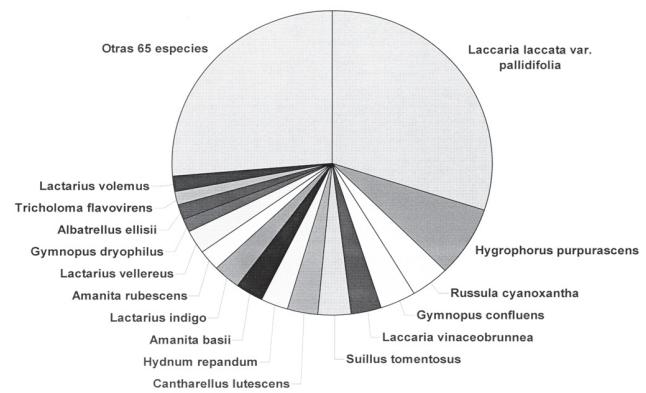


Figura 4. Aporte proporcional de la producción de biomasa de las principales especies de hongos comestibles.

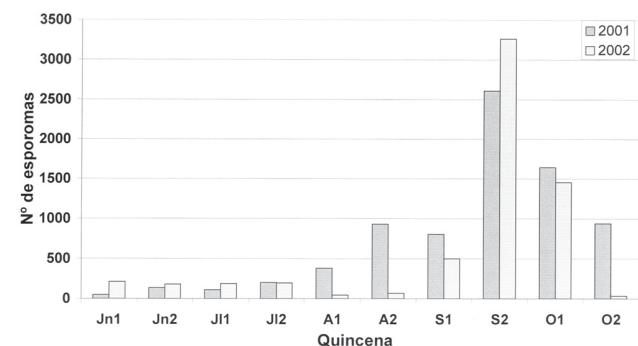


Figura 5. Fenología reproductiva de las especies de hongos comestibles a través de los años 2001 y 2002. Jn: junio. JI: julio. A: agosto. S: septiembre. O: octubre. 1: primera quincena. 2: segunda quincena.

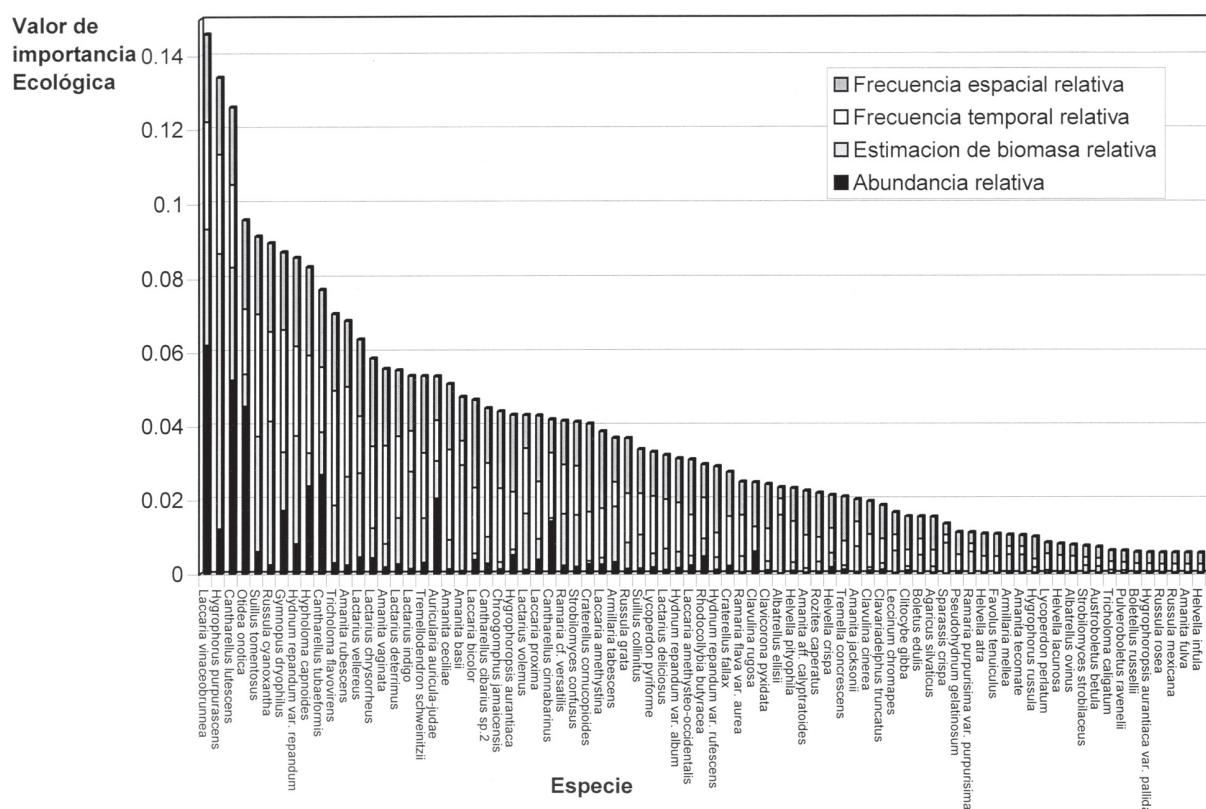
a partir de la mitad de junio o principios de julio. Otro grupo de especies entre las que destaca el género *Helvella*, produjo sus esporomas al final de la temporada de lluvias, al parecer, condicionado por los fríos u heladas. Sólo especies saprobiás como *G. confluens* y *G. dryophilus* formaron basidiomas desde junio hasta octubre.

El número promedio de especies por SM fue de 42. Es decir, en cada SM apenas se expresó la mitad de las especies totales, debido a que el 61.73% de las especies tiene una distribución restringida, presentándose en 1 a 4 SM. De hecho, el grupo de especies con FE de 1/8 fue el más común con el 22.22% de las especies. En el sitio con mayor número de especies (SM7) se expresó sólo el 58.02% de la diversidad total. En general, los sitios son heterogéneos en cuanto a su composición de especies, el promedio de la similitud entre los sitios fue del 49.18%. Es probable que se deba a la distribución agregada de los hongos (Schmit

et al., 1999) que está principalmente influenciada por factores como la vegetación y el suelo (Yamashita y Hijii, 2006). Ambos factores son muy heterogéneos en la zona de estudio, aun a escalas espaciales pequeñas. Este patrón en la distribución espacial de la diversidad tiene efectos muy importantes cuando se trata de elaborar un plan de manejo para las especies. Especies abundantes o comunes ubicuas pueden ser recolectadas aleatoriamente, pues la probabilidad de encontrarlas en un sitio siempre tiende a ser la misma. Sin embargo, especies con distribución espacial agregada aunque sean abundantes necesitan de un plan de manejo que incluya ubicación y mapeo de poblaciones pues la probabilidad de encontrarlas fuera de esos sitios es baja.

En la figura 6 se muestra la estructura de la comunidad en términos del Valor de importancia ecológica. *Laccaria laccata* var. *pallidifolia*, *G. confluens*, *L. vinaceobrunnea*, *H. purpurascens* y *C. lutescens* fueron las especies con

mayor disponibilidad; mientras que las especies con menor disponibilidad se encontraron 2 órdenes de magnitud debajo de éstas. Se observa que la comunidad está dominada por las primeras 2 especies. *Laccaria laccata* var. *pallidifolia* tiene los valores más altos en todas las mediciones salvo en FT y *G. confluens* tiene valores medios en EBR y altos en AR, FT y FE. El 76.55% de las especies tuvieron un VI un orden de magnitud por debajo de las más disponibles. El 17.28% tuvo un VI 2 órdenes de magnitud por debajo de las más disponibles (Cuadro 1). Estas últimas son especies de las que sólo se contaron 1 o 2 esporomas, de tamaños variables, presentes en sólo un SM en una única fecha (Cuadro 1). Es importante hacer notar como el VI de cada especie tiene un aporte diferencial de cada una de las variables. Hay especies que son muy importantes dada su abundancia y producción de biomasa como *L. laccata*; *G. confluens* lo fue básicamente por su aportación de esporomas a la comunidad; y otras, como *H. purpurascens*,

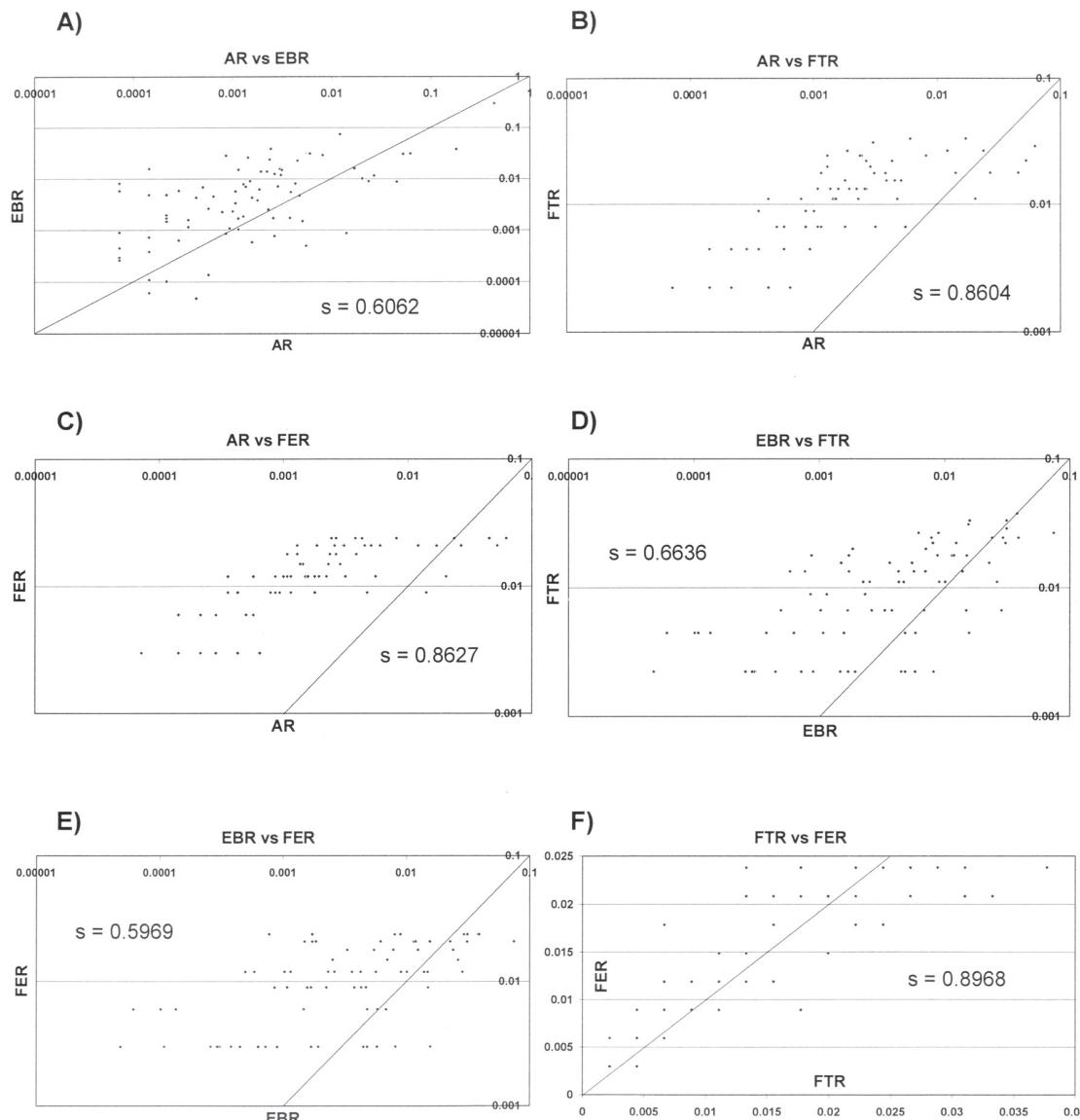


**Figura 6.** Estructura de la comunidad de HCS de los bosques de Ixtlán de Juárez inferida por el Valor de Importancia Ecológica. VI: Valor de importancia ecológica. Se obtuvo al sumar los valores relativos de la abundancia, producción de biomasa, frecuencia temporal y frecuencia espacial. Las barras de cada especie muestran dicha sumatoria y el aporte diferencial de cada variable al VI. Para mostrar en detalle la composición del VI para cada especie, en la gráfica se han omitido *L. laccata* y *G. confluens* quienes están muy por encima de la escala de las demás especies (Cuadro 1).

básicamente por su aportación de biomasa. Otro grupo de especies, como *L. chrysorrhœus* y *A. vaginata*, generaron pocos esporomas y produjeron poca biomasa pero tuvieron altas frecuencias espaciales y temporales.

En la figura 7 mostramos las relaciones entre las 4 variables ecológicas involucradas en el cálculo de la disponibilidad ecológica de los HCS. Se aprecia que la mayoría de las especies tiene una producción de biomasa

mayor con relación a su abundancia. Esto significa que son más las especies poco abundantes con mucha producción de biomasa, como la mayoría de las micorrízicas, que las muy abundantes con muchos esporomas pequeños (Fig. 7A). La correlación entre ambas variables fue significativa pero baja ( $s = 0.6062$ ,  $p = .0001$ ). En la gran mayoría de las especies, las frecuencias temporal y espacial están relacionadas con la abundancia (Figs. 7B y 7C), pues sus correlaciones



**Figura 7.** Relaciones entre la abundancia de esporomas, producción de biomasa, frecuencia espacial y frecuencia temporal. A) abundancia relativa contra estimación de biomasa relativa, B) abundancia relativa contra frecuencia temporal relativa, C) abundancia relativa contra frecuencia espacial relativa, D) estimación de biomasa relativa contra frecuencia temporal relativa, E) estimación de biomasa relativa contra frecuencia espacial relativa y F) frecuencia temporal relativa contra frecuencia espacial relativa. Las líneas diagonales representan la relación de igualdad y la “ $s$ ” el valor de correlación de Spearman entre ambas variables.

con la abundancia relativa fueron altas ( $s = 0.8604$ ,  $p = 0.0001$  y  $s = 0.8627$ ,  $p = 0.0001$ , respectivamente). Las correlaciones entre la frecuencia temporal y la espacial contra la producción de biomasa ( $s = 0.6384$ ,  $p = 0.0001$  y  $s = 0.5752$ ,  $p = 0.0001$ ) fueron significativas pero bajas. La relación entre la frecuencia espacial y la frecuencia temporal tuvo la mayor correlación ( $s = 0.8968$ ,  $p = 0.0001$ ), pues las especies que se desarrollan en varios sitios aumentan las probabilidades de producir esporomas en diferentes momentos por las condiciones diferenciales microclimáticas y de acumulación de agua (Fig. 7F).

Si bien la diversidad de hongos comestibles silvestres en la propiedad comunal de Ixtlán es alta, la disponibilidad del recurso fúngico es muy heterogénea. Dentro del mismo bosque, en sitios relativamente cercanos, la composición de especies es diferente y la abundancia y productividad de esporomas pueden ser contrastantes. Por lo tanto, el aprovechamiento de las especies debe tener diferentes estrategias en función de su disponibilidad. Las especies de mayor disponibilidad pueden ser aprovechadas en todo el bosque de manera aleatoria y con cosechas altas sin poner en riesgo su viabilidad. Sin embargo, para el resto de las especies es necesario desarrollar planes de manejo que involucren la ubicación, mapeo y monitoreo de sus poblaciones.

### Agradecimientos

A los miembros del Comisariado y Consejo de Vigilancia de Ixtlán, así como a los trabajadores de la empresa Forestal, en especial a Víctor Ramírez y Leopoldo Santiago, por su amistad y apoyo. A Jorge García y a sus hermanos, quienes colaboraron en la toma de datos en campo. Esta investigación fue financiada por las becas de posgrado otorgadas al primer autor (CONACYT 149895 y DGEP). Se obtuvieron recursos adicionales de DGAPA IN-206901 e IN-223704.

### Literatura citada

- Amaranthus, M. y D. Pilz. 1996. Productivity and sustainable harvest of wild mushrooms. In *Managing forest ecosystems to conserve fungus diversity and sustain wild mushroom harvests*, D. Pilz, y R. Molina (eds.), U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-371, Portland, Oregon. p. 42-61.
- Bandala, V., L. Montoya e I. Chapela. 1997. Wild edible mushrooms in Mexico: a challenge and opportunity for sustainable development. In *Mycology in sustainable development: expanding concepts, vanishing borders*, M. Palm e I. Chapela (eds.). Parkway, Boone, North Carolina. p. 77-90.
- Boa, E. 2004. Los hongos silvestres comestibles; perspectiva global de su uso e importancia para la población. FAO, Roma.
- Curtis, J. y R. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32:476-496.
- Dighton, J. 2003. *Fungi in ecosystem processes*. CRC, Boca Raton, Florida. 424 p.
- Eglia, S., M. Petera, C. Buserb, W. Stahelb y F. Ayera. 2006. Mushroom picking does not impair future harvests – results of a long-term study in Switzerland. *Biological Conservation* 129:271-276.
- Flores, A. y G. Manzanero. 1999. Los tipos de vegetación del estado de Oaxaca. In *Vegetación y flora*, M. A. Vásquez-Dávila (ed.). Serie Sociedad y Naturaleza en Oaxaca 3, ITAO y Carteles, Oaxaca, Oaxaca. p. 7-45.
- Garibay-Orijel, R. 2006. Los hongos comestibles en la propiedad comunal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México., Tesis de doctorado, Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México , D. F., cap. 1.
- Garibay-Orijel, R., J. Caballero, A. Estrada-Torres y J. Cifuentes. 2007. Understanding cultural significance, the edible mushrooms case. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 3:4 doi: 10.1186/1746-4269-3-4.
- Garibay-Orijel, R., J. Cifuentes, A. Estrada-Torres, y J. Caballero. 2006. People using macro-fungal diversity in Oaxaca, Mexico. *Fungal Diversity* 21:41-67.
- Garibay-Orijel, R., F. Ruán-Soto y E. Estrada-Martínez. En prensa. 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: avances y perspectivas en el siglo XXI*, D. Martínez-Carrera (ed.). Red Latinoamericana de Hongos Comestibles y Medicinales, México, D. F.
- Horton, T. y T. Bruns. 2001. The molecular revolution in ectomycorrhizal ecology: peeking into the black-box. *Molecular Ecology* 10:1855-1871.
- Iwabuchi, S., S. Sakai, y O. Yamaguchi. 1994. Analysis of mushroom diversity in successional young forests and equilibrium evergreen broad-leaved forests. *Mycoscience* 35:1-14.
- Luoma, D., J. Eberhart y M. Amaranthus. 1994. Community structure and dynamics of ectomycorrhizal fungi in managed forest stands: demonstration of ecosystem management options (DEMO) program. In *Managing forest ecosystems to conserve fungus diversity and sustain wild mushroom harvests*, D. Pilz y R. Molina (eds.), USDA, Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-371, Portland, Oregon. p. 27-31.
- Martínez-Carrera, D., P. Morales, E. Pellicer-González, H. León, A. Aguilar, P. Ramírez, P. Ortega, A. Largo, M. Bonilla y M. Gómez. 2002. Studies on the traditional management, and processing of matsutake mushrooms in Oaxaca, Mexico. *Micología Aplicada International* 14:25-42.
- Martínez-Carrera, D., D. Nava, M. Sobal, M. Bonilla y E. Mayett. 2005. Marketing channels for wild and cultivated edible mushrooms in developing countries: the case of Mexico. *Micología Aplicada International* 17:9-20.

- Mc Aleece, N., P. Lambsshead, G. Paterson y J. Gage. 1997. Biodiversity Professional V2.0. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science, Oban, Argyll..
- Mehus, H. 1986. Fruit body production of macrofungi in some north Norwegian forest types. Norwegian Journal of Botany 6:679-701.
- Montoya, A. 2005. Aprovechamiento de los hongos silvestres comestibles en el volcán La Malinche, Tlaxcala. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- O'Dell, T., J. Smith, M. Castellano y D. Luoma, D. 1994. Diversity and conservation of forest fungi. In Managing forest ecosystems to conserve fungus diversity and sustain wild mushroom harvests, D. Pilz y R. Molina (eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-371, Portland, Oregon. p. 5-18
- Ohenoja, E. y K. Metsänheimo. 1982. Phenology and fruit body production of macrofungi in subarctic Finnish Lapland. In Artic and Alpine mycology, G. Laursen y J. Ammirati (eds.). University of Washington Press, Seattle. p. 371- 389.
- Pielou, E.C. 1984. The interpretation of ecological data. Wiley, Nueva York.
- Pilz, D. y R. Molina. 2002. Commercial harvests of edible mushrooms from the forests of the Pacific Northwest United States: issues, management, and monitoring for sustainability. Forest Ecology and Management 155:3-16.
- Pilz, D., R. Molina y L. Liegel. 1998. Biological productivity of Cantherelle mushrooms in and near the Olympic Peninsula Biosphere Reserve. AMBIO Special Report 9:8-13.
- Pilz, D., J. Smith, M. Amaranthus, S. Alexander, R. Molina y D. Luoma. 1999. Mushrooms and timber; managing commercial harvesting in the Oregon Cascades. Journal of Forestry 97:4-11.
- Pilz, D., N. Weber, M. Carter, C. Parks y R. Molina, R. 2004. Productivity and diversity of morel mushrooms in healthy, burned and insect-damaged forests of northeastern Oregon. Forest Ecology and Management 198:367-386.
- Ruán-Soto, F., R. Garibay-Orijel y J. Cifuentes. 2004. Conocimiento micológico tradicional en la planicie costera del Golfo de México. Revista Mexicana de Micología 19:57-70.
- Salo, K. 1993. The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland type forests and peatlands in North Karelia, Finland. Karstenia 33:61-99.
- Sánchez, C. 2004. Modern aspects of mushroom culture technology. Applied Microbiology and Biotechnology 64:756-762.
- SAS Institute. 2005. JMP 6.0.0. Cary, North Carolina.
- Schmit, J., J. Murphy y G. Mueller. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. Canadian Journal of Botany 77:1014-1027.
- Senn-Irlet, B. y G. Bieri. 1999. Sporocarp succession of soil-inhabiting macrofungi in an autochthonous subalpine Norway spruce forest of Switzerland. Forest Ecology and Management 124:169-175.
- Sieger, A. 1987. Oregon cantharell study. Mycena News 3:23-34.
- Tovar-Velasco, J. y R. Garibay-Orijel. 2000. La globalización y la etnobiología: el caso de los hongos. Nanacatl 1:22-28.
- Villarreal, L. (ed.). 1996. Los hongos silvestres: componentes de la biodiversidad y alternativa para la sustentabilidad de los bosques templados de México. Colegio de Posgraduados, Montecillo, Estado de México.
- Villarreal, L y G. Guzmán. 1986. Producción de los hongos comestibles silvestres en los bosques de México III. Revista Mexicana de Micología 2:259-277.
- Vogt, K., J. Bloomfield, J. Ammirati y S. Ammirati. 1992. Sporocarp production by basidiomycetes with emphasis on forest ecosystems. In The fungal community: its organization and role in the ecosystem, G. Carroll y D. Wicklow (eds.). Marcel Dekker, New York. p. 563-582.
- Yamashita, S. y N. Hijii. 2006. Spatial distribution of the fruiting bodies of Agaricales in a Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest. Journal of Forestry Research 11:181-189.
- Zamora-Martínez, M. y P. Nieto de Pascual. 1995. Natural production of wild edible mushrooms in the southwestern rural territory of Mexico City, Mexico. Forest Ecology and Management 72:13-20.
- Zar, J. 1999. Biostatistical análisis, cuarta edición, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 718 p.