

# Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos

*Víctor Manuel Gómez Reyes<sup>1</sup>, Omar Tinoco Molina<sup>1</sup>, Arsenio Terrón Alfonso<sup>2</sup>  
Marlene Gómez Peralta<sup>1</sup>, Carlos A. Tena Morelos<sup>1</sup>, Fortunato Garza Ocañas<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, <sup>2</sup> Área de Botánica, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León. <sup>3</sup> Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León

## Effect of forest fires on the richness and species composition of macrofungi

**Abstract.** Forests fires can be either wild, prescribed or intentional and they are one of the most important threats to natural forests ecosystems in Mexico. In the years 2009 and 2010 approximately 70 ha of forests were burnt at the Barranca del Cupatitzio National Park in the municipality of Uruapan in the state of Michoacán. A study to follow development of macrofungi communities in burnt plots at this national park including changes in richness and composition of the macrofungal species associated was carried out. Three plots of 300 m<sup>2</sup> each were studied throughout three years (i.e. one year before and two years after the forests fires took place); 81 taxa of fungi were registered of which 10 are considered as pyrophilous. Results showed little differences in species richness composition in each plot before the fire; however a year before the fire and two years after the fire, great differences in species composition occurred (i.e. high temporal beta diversity). Results concluded that the macrofungal species composition is a good indicator of the intensity and effect of the fire on forests communities.

**Keywords:** carbonicolous fungi, phoenicoid fungi, pyrophilous fungi, Barranca del Cupatitzio National Park, Michoacan.

**Resumen.** Los incendios forestales ya sean naturales, prescritos o intencionados, son una amenaza importante que afecta año con año los ecosistemas forestales de México. En los años 2009 y 2010 se quemaron aproximadamente 70 ha del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio en el municipio de Uruapan, Michoacán. Como parte de un estudio de seguimiento de la comunidad de macromicetos de este parque nacional, se analizaron los cambios en la riqueza y composición de especies asociadas a los sitios quemados. Se muestran tres parcelas de 300 m<sup>2</sup> durante tres años (un año antes y dos años después de los incendios); se registraron 81 taxones de macromicetos en las parcelas, de los cuales 10 se consideran especies pirófilas. Los resultados muestran que hubo diferencias mínimas en la riqueza de especies entre las parcelas antes y posteriores del incendio; sin embargo, se presentó una tasa alta de recambio de especies (diversidad beta temporal), por lo que se concluye que la composición de especies es un indicador de la intensidad del incendio y de sus efectos sobre las comunidades forestales.

**Palabras clave:** hongos carbonícolas, hongos fenicoides, hongos pirófilos, Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán.

Received 21 October 2013; accepted 28 April 2014.  
Recibido 21 de octubre 2013; aceptado 28 de abril 2014.

## Introducción

El fuego es un factor importante en la evolución histórica de los ecosistemas forestales, ya que provoca cambios estructurales en la vegetación y el suelo (Hart *et al.*, 2005). Todos los organismos presentan diferentes respuestas ante el fuego, hay especies que no solo incrementan el número de individuos en áreas quemadas, sino que tienen una dependencia y preferencia por sitios quemados, a este grupo de organismos se les conoce como especies pirófilas o especialistas del fuego (Mysterud y Mysterud, 1997).

A los hongos que son comunes en áreas post-incendio se les ha nombrado hongos pirófilos, término propuesto por Seaver (1909), no obstante, Petersen (1970) los llamó “hongos de sitios quemados” y los definió como especies que crecen en condiciones extremas y que se encuentran casi exclusivamente sobre suelo quemado. A lo largo de los años se les han asignado otros nombres como antracobióticos, carbonícolas, fenicoides y hongos posteriores al fuego (Carpenter y Trappe, 1985; Claridge *et al.*, 2009). En el presente estudio a estos hongos se les designará como pirófilos, como lo propuso Seaver (1909).

Sobre la presencia de esporomas de macromicetos en áreas post-incendio, algunos autores mencionan que los hongos pirófilos se encuentran restringidos a sustratos carbonizados debido a la incapacidad que tienen para competir en sitios no quemados; además de la tolerancia que presentan al incremento del pH y otras modificaciones del suelo y por una respuesta fisiológica como es la estimulación a la germinación de esporas o la producción de esporomas en respuesta al calor que se produjo (Petersen, 1970; Cairney y Bastias, 2007).

En la última década, a nivel internacional se ha incrementado la atención en los estudios de hongos en sitios post-incendio, en particular, relacionadas con las especies ectomicorrízicas (Clavería *et al.*, 2003; de Román y de

Miguel, 2005; Buscardo *et al.*, 2010; Kipfer *et al.*, 2010; Rincón y Pueyo, 2010).

Sin embargo, en México son escasos los estudios acerca de la riqueza y composición de las comunidades de hongos en áreas quemadas, entre éstos se encuentran los de Quiñonez *et al.*, (2008) quienes evaluaron la similitud de las comunidades de macromicetos en distintas parcelas con diferentes disturbios, uno de ellos afectado por un incendio y el de Garza-Ocañas *et al.*, (2009). Quienes compararon la riqueza de especies en un bosque de *Pinus culminicola* antes del incendio y varios años después, encontrando que la riqueza disminuyó entre un 87 y 100% después de 33 y 13 años de la perturbación. En ninguno de los dos estudios se evaluaron las comunidades de macromicetos durante los meses posteriores al incendio, información que el presente estudio valoró. Debido a la poca información existente acerca de las comunidades de macromicetos después de los incendios, el objetivo del presente trabajo fue conocer el efecto del fuego sobre la riqueza y la composición de especies de macromicetos, evaluando parcelas antes y después de un incendio.

## Materiales y métodos

La zona de estudio se encuentra en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio (PNBC), el cual se ubica en el municipio de Uruapan, Michoacán (Figura 1), cuenta con una superficie de 458.21 ha. Fisiográficamente corresponde a la Franja Volcánica Transmexicana, en la porción sur de la subprovincia Sierra Purépecha, con altitudes que van de 1690 a 2114 m y pendientes de 10 a 60%. Los tipos de vegetación presentes son: bosque de pino, pino-encino, relictos de bosque mesófilo de montaña y vegetación secundaria derivada de éstos, además, se encuentran algunas especies introducidas (i. e. *Cupressus*; *Eucalyptus* y *Pinus*). Para una descripción más completa del área de estudio se recomienda

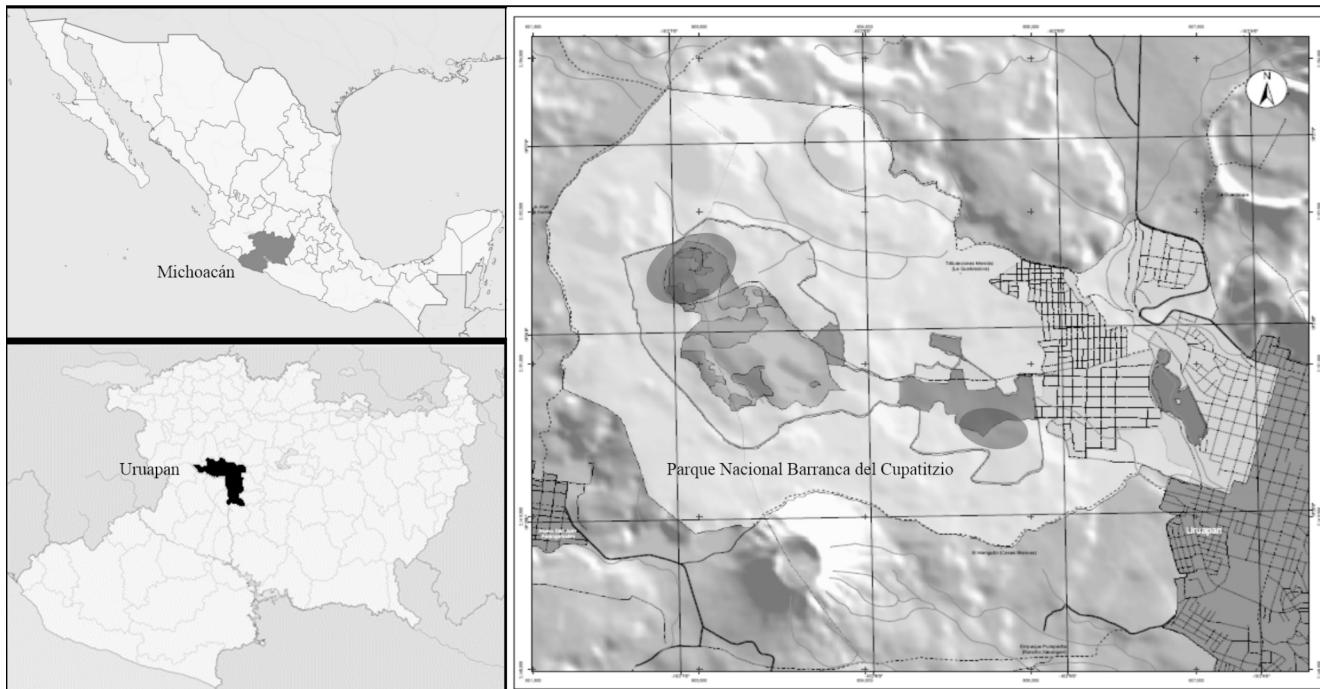


Figura 1. Área de estudio, las elipses indican los sitios afectados por los incendios en 2009 y 2010 (tomado del Programa de manejo del PNBC, 2006).

consultar los estudios de Bello y Madrigal-Sánchez (1996); Márquez y Escobar (2000); Chávez-León (2006; 2007) y Chávez-León *et al.*, (2009).

En el PNBC ocurrieron dos incendios forestales: 1) en abril del 2009, afectando aproximadamente 40 ha de la parte norte, 2) en mayo del 2010 el incendio afectó alrededor de 30 ha de la parte sureste. En ambos casos no se registraron datos para conocer la intensidad del incendio y las posibles consecuencias sobre la riqueza y diversidad de las especies de macromicetos asociadas. Las principales modificaciones que presentó el bosque, después del incendio, fueron a nivel de estructura, por un lado, desapareció la cobertura arbustiva y herbácea, mientras que la cobertura arbórea se vio menos afectada, se eliminó la primera capa de suelo incluyendo la hojarasca y humus. En cuanto a la muerte de árboles, no se observaron pérdidas. Al segundo año, los sitios presentaron alta regeneración en los estratos herbáceos y arbustivos, asimismo, comenzó la acumulación de hojarasca y la cobertura del dosel se mantuvo en todos los sitios.

Para el muestreo, se recolectaron todos los

esporomas de macromicetos en tres parcelas de 300 m<sup>2</sup> (3 x 100 m), las cuales se visitaron quincenalmente de julio a diciembre durante tres años consecutivos (2008-2010). En 2008, las tres parcelas muestreadas no presentaron disturbio, en 2009, se muestreó una parcela sin disturbio y dos parcelas quemadas en el mismo año y en 2010, una parcela quemada en el mismo año y las dos parcelas quemadas en 2009.

Los ejemplares recolectados fueron descritos, fotografiados y herborizados, siguiendo las propuestas de Cifuentes *et al.*, (1986) y Halling (1996). Para la determinación taxonómica de las especies se observaron características macroscópicas y microscópicas, siguiendo los criterios convencionales en Micología, se consultó literatura especializada como las obras de: Arora (1986); Dennis (1978); Gilbertson y Ryvarden (1986); Halling (1983); Jülich (1989); Moser (1986); Mueller (1992); Pérez-Silva y Herrera (1991), entre otras. Los nombres científicos y autores para cada una de las especies se consultaron en el *Index fungorum* ([www.indexfungorum.org](http://www.indexfungorum.org)).

Para analizar los cambios en la composición de

especies se utilizó el índice de similitud de Jaccard, el cual trabaja con datos de incidencia (presencia/ausencia) de especies, por lo que no considera las diferencias en abundancia entre las especies (Magurran, 2004). Para obtener los valores de similitud, se utilizó el programa EstimateS ver. 8.2.0.

$$ISj = \frac{c}{a + b + c}$$

Donde:

ISj = Índice de similitud de Jaccard  
 a= Número de especies exclusivas de la comunidad A  
 b= Número de especies exclusivas de la comunidad B  
 c= Número de especies comunes para ambas comunidades

## Resultados

Se registraron 81 taxones de macromicetos en las tres parcelas monitoreadas durante tres años, 17 de ellas corresponden a la subdivisión Ascomycotina y 64 a Basidiomycotina. Los géneros mejor representados fueron: *Amanita* e *Inocybe* con seis especies cada uno y *Peziza* con cuatro. Se registran 10 taxones pirófilos obligados o que presentan una alta tolerancia a suelos quemados y que recurrentemente son citados en trabajos post-incendio (Tabla 1).

La riqueza de especies por parcela se muestra en el Tabla 2, se observa una disminución en la riqueza en relación a las parcelas antes del incendio y después del incendio, sin embargo, a pesar de que hay un incremento en las dos parcelas que se monitorearon durante el segundo año posterior al incendio; no obstante, la composición de especies es distinta entre las parcelas previas al incendio y después del incendio. De acuerdo al índice de Jaccard, la similitud en la composición de especies entre las parcelas fue baja, con un valor promedio de 0.151 y el valor más alto de 0.353 (Tabla 2), resaltando el valor de cero en la parcela 1 antes y después del incendio, pues a pesar de registrar una riqueza de 18 y 16 especies respectivamente, la composición de especies del

ensamblaje de macromicetos en esa parcela se modificó por completo después del disturbio.

La similitud en la composición de especies antes del incendio y dos años después al incendio fue de 0.049 en la parcela 1, mientras que en la parcela 2 el valor fue de 0.108. Aunque la riqueza de especies y los porcentajes de especies micorrízicas fueron mayores en la parcela 1 (25 y 64%), en relación a la parcela 2 (21 y 52%); la presencia de hongos pirófilos fue mayor en la parcela 1 con cinco especies, mientras que en la parcela 2 sólo se registró a *Pholiota highlandensis*.

Al considerar cada parcela y cada año como una unidad de muestra, agrupados en: no quemadas, post-incendio y segundo año post-incendio; la riqueza se distribuye en 46, 34 y 34 taxones respectivamente, mientras que la similitud en la composición de especies entre las muestras presentaron valores de 0.23 entre las unidades sin quemar y post-incendio; 0.12 entre sin quemar y segundo año post-incendio; 0.30 entre las unidades de muestra post-incendio y segundo año post-incendio.

En el Tabla 3, se presenta la riqueza y porcentaje relativo de los grupos tróficos en las parcelas no quemadas, post-incendio y segundo año post-incendio, donde se observa que independientemente de la condición de las parcelas, el grupo de hongos micorrízicos es mayor en comparación a los saprobios y parásitos.

## Discusión

La disminución en la riqueza de especies en sitios después de un incendio ha sido ampliamente documentada por otros autores (Fernández de Ana Magan y Rodríguez, 1992; Dahlberg *et al.*, 2001; McMullan-Fisherl *et al.*, 2002; Martín-Pinto *et al.*, 2006; Trappe *et al.*, 2006; Quiñonez *et al.*, 2008 y Garza Ocañas *et al.*, 2009) quienes llegaron a registrar hasta una disminución en la riqueza entre el 50% y 100% de

Tabla 1. Datos de incidencia (+) de taxones en cada una de las parcelas: no quemadas (nq), post-incendio (post) y segundo año post-incendio (2post)

Taxones	Parcela 1			Parcela 2			Parcela 3		
	nq	post	2post	nq	post	2post	nq	nq	post
<i>Agaricus bitorquis</i> (Quél.) Sacc.+; (S)	+								
<i>Aleuria aurantia</i> Pers.) Fuckel; (S)					+				
<i>Amanita chlorinosma</i> (Austin) Lloyd; (M)						+	+		
<i>Amanita gemmata</i> (Fr.) Bertill.; (M)		+	+	+	+	+			
<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.; (M)					+				
<i>Amanita</i> sp. 1; (M)	+			+	+	+			
<i>Amanita</i> sp. 2; (M)	+			+		+			
<i>Amanita virosa</i> (Fr.) Bertill.; (M)	+						+	+	+
<i>Annulohypoxylon thouarsianum</i> var. <i>thouarsianum</i> (Lév.) Y.M. Ju, J.D. Rogers & H.M. Hsieh; (S)								+	
• <i>Anthracobia melanoma</i> (Alb. & Schwein.) Bound; (M)	+				+				+
• <i>Ascobolus carbonarius</i> Karsten; (P)	+								
<i>Astreus hygrometricus</i> (Pers.) Morgan; (M)	+	+	+	+	+				
<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray; (S)							+	+	
<i>Boletus variipes</i> Peck; (M)								+	
<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.; (M)				+					
<i>Chroogomphus ochraceus</i> (Kauffman O.K. Mill.; (M)				+					
<i>Coltricia focicola</i> (Berk. & Curt.) Murrill; (M)				+					
<i>Coltricia perennis</i> (L.) Murrill; (M)	+	+					+		
<i>Coprinellus angulatus</i> (Peck) Redhead, Vilgalys & Moncalvo; (S)							+		
<i>Coprinellus</i> sp.; (S)	+								
<i>Cortinarius calochrous</i> (Pers.) Gray; (M)				+					
<i>Cortinarius</i> sp.; (M)	+								
<i>Dacrymyces palmatus</i> (Schwein.) Burt; (S)	+						+		
<i>Daldinia concentrica</i> (Bolton) Ces. & De Not.; (S)	+	+		+	+	+			
<i>Entoloma lividulum</i> (Kühner & Romagn.) Kubička; (M)				+	+				
<i>Ganoderma tsugae</i> Murrill; (S)							+		
• <i>Geopyxis</i> sp.; (M)				+					
<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P. Karst.; (S)				+			+		

Cont. Tabla 1.

<i>Gymnopus confluens</i> (Pers.) Antonín, Halling & Noordel.; (S)	+				+
<i>Gymnopus polyphyllus</i> (Peck) Halling; (S)				+	
<i>Gyroporus castaneus</i> (Bull.) Quél.; (M)		+			
<i>Helvella lacunosa</i> Afzel.; (M)				+	
<i>Hygrocybe conica</i> (Scop.: Fr.) P. Kumm.; (S)	+		+		
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen) Maire; (S)				+	
<i>Inocybe calospora</i> Quél.; (M)		+		+	
<i>Inocybe confusa</i> P. Karst.; (M)			+		
<i>Inocybe geophylla</i> (Pers.) P. Kumm.; (M)		+		+	
<i>Inocybe lacera</i> (Fr.) P. Kumm.; (M)	+	+		+	
<i>Inocybe rimosa</i> (Bull.) P. Kumm.; (M)	+			+	+
<i>Inocybe</i> sp.; (M)	+		+		
<i>Laccaria bicolor</i> (Maire) P.D. Orton; (M)		+		+	+
<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Fr.; (M)	+	+	+	+	+
<i>Laccaria ohiensis</i> (Mont.) Singer; (M)		+		+	
<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Gray; (M)	+			+	
<i>Lactarius indigo</i> (Schwein.) Fr.; (M)			+		
<i>Lactarius scrobiculatus</i> ; (Scop.) Fr.; (M)	+		+		
<i>Lepiota</i> sp.; (S)		+			
<i>Leucopaxillus gentianeus</i> (Quél.) Kotl.; (M)			+		
<i>Lycoperdon umbrinum</i> Pers.; (S)				+	
<i>Lyophylleum decastes</i> (Fr.) Singer; (M)		+			
<i>Marasmius cohaerens</i> (Alb. & Schwein.) Cooke & Quél.; (S)	+				
<i>Marasmius cohaerens</i> var. <i>lachnophyllus</i> (Berk.) Gilliam; (S)	+			+	
<i>Otidea alutacea</i> (Pers.) Massee; (M)	+				
<i>Oudemansiella canarii</i> (Jungh.) Höhn.; (S)				+	+
<i>Panaeolus</i> sp.; (M)	+				
<i>Peziza badioconfusa</i> (Boud.) Dennis; (M)				+	
● <i>Peziza ostracoderma</i> Korf.; (M)		+			
● <i>Peziza petersii</i> Berk.; (M)			+		
● <i>Peziza violacea</i> Pers.; (M)		+			+
<i>Phellodon niger</i> (Fr.) P. Karst.; (M)				+	+
● <i>Pholiota highlandensis</i> (Peck) A.H. Sm. & Hesler; (S)	+	+		+	

Cont. Tabla 1.

<i>Pholiota spumosa</i> (Fr.) Singer; (S)									
<i>Polyporus tricholoma</i> Mont.; (S)									+
<i>Psathyrella candolleana</i> (Fr.) Maire; (S)	+							+	
• <i>Pulvinula</i> sp.; (M)									+
<i>Ramaria stricta</i> (Pers.) Quél.; (S)	+								
• <i>Rhizina undulata</i> Fr.; (P)									+
<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox; (S)							+	+	+
<i>Russula brevipes</i> Peck; (M)									+
<i>Russula foetidula</i> Peck; (M)					+		+		+
<i>Russula</i> sp.; (M)	+								
<i>Schizophyllum commune</i> Fr.; (S)		+				+			
<i>Scleroderma areolatum</i> Ehnreb.; (M)	+	+	+	+					
<i>Scutellinia scutellata</i> (L.) Lambotte; (S)	+					+			
<i>Strobilomyces floccopus</i> (Scop.) Berk.; (M)	+								
<i>Suillus granulatus</i> (L.) Roussel; (M)			+	+					+
• <i>Tephrocybe</i> sp.; (S)									+
<i>Tremelodendron schweinitzii</i> (Peck) G.F. Atk.; (M)	+			+			+		+
<i>Tricholomopsis rutilans</i> (Schaeff.) Singer; (S)				+					
<i>Tylopilus felleus</i> (Bull.) P. Karst.; (M)	+								
<i>Xylaria hypoxylon</i> (L.) Grev.; (S)		+	+						
Riqueza total	18	16	25	20	16	21	8	15	10

• Especies pirófilas; M: micorrízico; P: parásito; S: saprobio

especies, además, reportaron modificaciones entre los grupos tróficos.

En el presente estudio, se observó una ligera disminución, entre un 34% y 22% en la riqueza de especies antes y después del incendio, sin embargo, la riqueza de especies se vio superada al segundo año con respecto a las especies reportadas antes del incendio, entre un 5% y 38%. Los efectos del fuego se observan de manera más drástica en la composición de especies, la cual se modifica y después de dos años de la perturbación, ésta no se asemeja a la composición previa al incendio. Por lo tanto, la composición de especies de macromicetos es un indicador de la intensidad

de los efectos causados por el incendio en los bosques templados.

La aparición de especies exclusivas de sitios quemados, nos indica la presencia de esporas de latencia o alguna otra estrategia, de manera que las esporas de estas especies se activan y comienzan a germinar por la elevación de la temperatura. Es probable que las especies micorrízicas pirófilas, se asocien a las raíces de los hospederos en los estratos minerales del suelo, soportando las condiciones de calor y se activen para la formación de esporomas.

Un factor importante que afecta la riqueza y composición de especies es la intensidad del incendio, Dahlberg *et al.* (2001) encontraron que las parcelas con fuego

Tabla 2. Riqueza de macromicetos por parcela y composición de especies evaluado con el índice de Jaccard. Se comparan parcelas no quemadas (nq), post-incendio (post) y segundo año post-incendio (2post), donde 0 es ensamble de especies completamente diferentes y 1 es ensamble de especies iguales

Comparación parcelas		Riqueza observada		Species compartidas	Índice de Jaccard
Parcela 1-nq	Parcela 1-post	18	16	0	0
Parcela 1-nq	Parcela 1-2post	18	25	2	0.049
Parcela 1-post	Parcela 1-2post	16	25	6	0.171
Parcela 2-nq	Parcela 2-post	20	16	5	0.161
Parcela 2-nq	Parcela 2-2post	20	21	4	0.108
Parcela 2-post	Parcela 2-2post	16	21	4	0.121
Parcela 3-nq-08	Parcela 3-nq-09	8	15	6	0.353
Parcela 3-nq-08	Parcela 3-post	8	10	3	0.2
Parcela 3-nq-09	Parcela 3-post	15	10	2	0.087
Parcela 1-post	Parcela 2-post	16	16	6	0.231
Parcela 1-post	Parcela 3-post	16	10	1	0.04
Parcela 2-post	Parcela 3-post	16	10	2	0.083
Parcela 1-2post	Parcela 2-2post	25	21	12	0.353

Tabla 3. Riqueza de especies observada (Sobs) y riqueza de especies relativa (Srel) de los grupos tróficos en relación a las parcelas agrupadas en no quemadas, post-incendio y segundo años post-incendio

Parcelas	No quemadas		Post- incendio		Segundo Año post-incendio	
	Sobs	Srel %	Sobs	Srel %	Sobs	Srel %
Grupo trófico						
Micorrízico	31	67.39	20	58.82	23	67.64
Saprobio	15	32.60	12	35.29	11	32.35
Parásito	0	0	2	5.882	0	0
Total	46	100	34	100	34	100

de mayor intensidad presentaron menor sobrevivencia de micorrizas que en las parcelas de baja intensidad; en ambos tipos de tratamiento no hubo sobrevivencia en la primera capa de suelo, sin embargo, en capas inferiores la sobrevivencia de las micorrizas fue mayor en el de baja intensidad.

De acuerdo con lo anterior, en el presente estudio es claro que la intensidad, la duración o los daños causados por el incendio fue mayor en la parcela 1, indicado por haber registrado el valor más bajo de riqueza y una similitud de cero antes y después del incendio; además, los porcentajes entre especies micorrízicas y saprobiás fueron diferentes, en las

parcelas 2 y 3, presentan porcentajes de 75% y 50% respectivamente, mientras que la parcela 1 fue menor, con el 43.7% de especies micorrízicas.

Los valores de similitud entre las parcelas antes y después del incendio son menores que los reportados en otros trabajos. Fernández de Ana Magán y Rodríguez (1992) encontraron un valor de 0.21 entre parcelas previas y post-incendio. Lo anterior nos indica, por un lado, la intensidad, duración o los daños causados por el incendio son mayores en el presente estudio que la reportada por otros autores, debido a los drásticos cambios en la comunidad de macromicetos y por

otro lado, es muy probable que el proceso de sucesión para recuperar el ensamblaje de macromicetos previa al incendio va ser lento y requerirá de varios años para restablecerse.

Aparentemente, la recuperación de los macromicetos depende en gran medida de la rapidez con la que se recupere la vegetación. En otros trabajos, se ha observado que las comunidades de organismos del suelo se recuperan del incendio en dos años, mientras que otros autores refieren más de 75 años (Mcmullan-Fisher *et al.*, 2002, 2011), esto se debe a que los efectos del fuego sobre las comunidades fúngicas varían en relación a varios factores, entre ellos la intensidad y duración del fuego, frecuencia de los incendios y la severidad de los cambios edáficos y de vegetación.

La presencia de especies micorrízicas que no son exclusivas de sitios quemados se puede explicar en dos sentidos, el primero, es que el incendio ocurrido en el área de estudio fue de baja intensidad, por lo que las condiciones ambientales permiten la producción de esporomas, el segundo, que muchos de los hongos ectomicorrízicos pueden permanecer viables bajo el suelo, protegidos por las capas superiores evitando la acción directa del fuego (Dalberg, 2002; Cairney y Bastias, 2007). En general, entre el 10 y 15% de la energía generada por la combustión de la materia orgánica en las capas superficiales del suelo es trasmisida y absorbida por las capas minerales del suelo (Hart *et al.*, 2005).

Entre los taxones que se registraron en las parcelas después del incendio y son comunes en parcelas no perturbadas, están las especies de los géneros *Amanita*, *Laccaria* e *Inocybe*, otros autores también han observado la presencia de especies que son comunes en sitios no quemados, Warcup (1990) destaca al género *Laccaria* entre otros agaricales que se encontraron después de un incendio en Australia; Fernández de Ana Magan y Rodríguez (1992) destacan la presencia y el papel de *Laccaria ohiensis* y de *Xerocomus badius* como especies pioneras, por su parte Quiñones *et al.* (2008) registraron una abundancia mayor del

60% de *Astraeus hygrometricus* en parcelas afectadas por un incendio.

De acuerdo a lo observado en la producción de esporomas y los valores de los índices de similitud antes y después de los incendios, el calor originado por el fuego afectó tanto a los hongos que forman micorrizas como saprófitos, ya que ambos tipos de hongos tienden a estar en el estrato superior del suelo. La intensidad del calor emitido en las capas inferiores del suelo fue menor en las parcelas 2 y 3, lo cual se refleja en la composición de especies durante los dos años posteriores al incendio. La diferencia en los daños observados sobre la micobiota puede deberse a la duración del incendio, cantidad de materia orgánica (combustible) y las condiciones ambientales de cada parcela.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Patronato del Parque Nacional Barranca de Cupatitzio, A.C. por las facilidades otorgadas para realizar el trabajo. El primer autor agradece a la Fundación Carolina y Secretaría de Relaciones Exteriores por la beca otorgada para realizar los estudios de doctorado.

## Literatura citada

- Arora, D., 1986. *Mushrooms Demystified*. 2ed. Ten Speed Press. Hong Kong.  
Bello, M.A., X. Madrigal-Sánchez, 1996. Estudio florístico del Campo Experimental “Barranca del Cupatitzio”, Uruapan, Michoacán. INIFAP. Folleto científico No. 2. Uruapan, Michoacán, México.  
Buscardo, E., S. Rodríguez-Echeverría, M.P. Martín, P. Pereira, J. Santos, H. Freitas, 2010. Impact of wildfire return interval on the ectomycorrhizal resistant propagules communities of a Mediterranean open forest. *Fungal Biology* 114:628–636.  
Cairney, J.W.G., B.A. Bastias, 2007. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 207–215.  
Carpenter, S.E., J.M. Trappe, 1985. Phoenicoid fungi: a proposed term for fungi that fruit after heat treatment of substrates. *Mycotaxon* 23:203–206.  
Chávez-León, G., 2007. Inventario florístico y faunístico del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán. Informe final de proyecto. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/>

- resultados/InfAS014.pdf; última consulta: 10.III.2012.
- Chávez-León, G., 2007. Riqueza de aves del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 23:11-29.
- Chávez-León, G., V.M. Gómez-Reyes, M. Gómez-Peralta, 2009. Riqueza de macromicetos del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Ciencia Forestal en México* 34:71-96.
- Cifuentes, J., M. Villegas, L. Pérez-Ramírez, 1986. Hongos. In: Lot, A., F. Chiang, Manual de Herbario: Administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos. Consejo Nacional de la Flora de México, México, D.F. pp. 55-64.
- Claridge, A.W., J.M. Trappe, K. Hansen, 2009. Do fungi have a role as soil stabilizers and remediaters after forest fire?. *Forest Ecology and Management* 257:1063-1069.
- Clavería, V., A.M. de Miguel, M. de Román, 2003. Comparison of the post-fire dynamics of the ectomycorrhizal community in two *Quercus ilex* stands in northern Spain. *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica* 15:19-30.
- Colwell, R.K., 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Dahlberg, A., J. Schimmel, A.F.S. Taylor, H. Johannesson, 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biological Conservation* 100:151-161.
- Dahlberg, A., 2002. Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in Fennoscandian boreal forest. *Silva Fennica* 36:69-80.
- Dennis R.W.G., 1978. British Ascomycetes. J. Cramer. Vaduz, Alemania.
- De Román, M., A.M. de Miguel, 2005. Post-fire, seasonal and annual dynamics of the ectomycorrhizal community in a *Quercus ilex* L. forest over a 3-year period. *Mycorrhiza* 15:471-482.
- Fernández de Ana Magan, F.J., A. Rodríguez, 1992. El fuego y la respuesta de los macromicetos del suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. *Investigación agraria: Sistema de Recursos Forestales* 1: 137-150.
- Garza-Ocañas, F., J. García, J.G. Marmolejo, M. Quiñónez, A. Carrillo, H. Villalón, G. Guevara, 2009. Efecto de los incendios forestales en la diversidad de macromicetos en el bosque de *Pinus culminicola* del cerro el Potosí, Galeana, Nuevo León. IX Congreso Mexicano de Micología. Guadalajara Jalisco, México, septiembre 20-24, p. 307.
- Gilbertson, R.L., L. Ryvarden, 1986. North American Polypores. *Fungiflora*. Oslo, Noruega.
- Halling, R. E., 1983. The genus *Collybia* (Agaricales) in the Northeastern United States and adjacent Canada. *Mycologia Memoirs* 8:1-148.
- Halling, R.E., 1996. Recommendations for collecting mushrooms. En: Alexiades, M.N. (Ed.) Selected guidelines for ethnobotanical research: A field manual. New York Botanical Garden, New York. pp. 135-141
- Hart, S.C., T.H. DeLuca, G.S. Newman, M.D. Mackenzie, S. Boyle, 2005. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology and Management* 220:166-184.
- Index Fungorum, 2013. Index Fungorum Partnership. <http://www.indexfungorum.org/Index.htm>. CABI and Landcare Research-NZ; última consulta: 5.IV.2013.
- Jülich, W., 1989. Guida alla determinazione dei funghi.vol. 2. Saturnia. Italia.
- Kipfer, T., S. Egli, J. Ghazoul, B. Moser, T. Wohlgemuth, 2010. Susceptibility of ectomycorrhizal fungi to soil heating. *Fungal Biology* 114:467-472.
- Magurran, A.E., 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Inc. Oxford.
- Márquez, V.F., S. Escobar, 2000. Áreas Naturales Protegidas de México con decretos federales (1899-2000). INE RDS PNUD. México, D.F.
- Martín-Pinto, P., H. Vaquerizo, F. Peñalver, J. Olaizola, J.A. Oria de Rueda, 2006. Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *Forest Ecology and Management* 225:296-305.
- McMullan-Fisherl, S.J.M., T.W. May, P.J. Keane, 2002. The macrofungal community and fire in a Mountain Ash forest in southern Australia. *Fungal Diversity* 10:57-76.
- McMullan-Fisher, S.J.M., T.W. May, R.M. Robinson, T. Bell, T. Lebel, P. Catcheside, A. York, 2011. Fungi and fire in Australian ecosystems: a review of current knowledge, management implications and research gaps and solutions. *Australian Journal of Botany* 59:70-90.
- Moser, M., 1986. Guida alla determinazione dei funghi. 2ed. Saturnia. Italia. 565 p.
- Mueller, M.G., 1992. Systematis of *Laccaria* (Agaricales) in the Continental United States and Canada, with discussions on extralimital taxa and descriptions of extant types. *Fieldiana*. Chicago, Illinois.
- Mysterud, I., I. Mysterud, 1997. Effects of forest fires. In: Bleken E., I. Mysterud and I. Mysterud (eds.), Forest fire and environmental management: A technical report on forest fire as an ecological factor. Oslo, Norway: Contracted Report. Directorate for Fire and Explosion Prevention and Department of Biology, University of Oslo. pp. 115-171.
- Pérez-Silva, E., T. Herrera, 1991. Iconografía de macromicetos de México. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Petersen, P.M., 1970. Danish fireplace fungi, an ecological investigation of fungi on burns. *Dansk Botanisk Arkiv* 27:6-90.
- Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, 2006. CONANP. México.
- Quiñones, M., F. Garza-Ocañas, M. Sosa, T. Lebgue, P. Lavin, S. Bernal, 2008. Índices de diversidad y similitud de hongos ectomicorizógenos en bosques de Bocoyna, Chihuahua, México. *Ciencia Forestal en México* 33: 59-78.
- Rincón, A., J.J. Pueyo, 2010. Effect of fire severity and site slope on diversity and structure of the ectomycorrhizal fungal community associated with post-fire regenerated *Pinus pinaster* Ait. seedlings. *Forest Ecology and Management* 260:361-369.
- Seaver, F.J., 1909. Studies in pyrophilous fungi-I. The occurrence and cultivation of *Pyronema*. *Mycologia* 1:131-139.
- Trappe, J.M., A.O. Nicholls, A.W. Claridge, S.J. Cork, 2006. Prescribed burning in a *Eucalyptus* woodland suppresses fruiting of hypogeous fungi, an important food source for mammals. *Mycological Research* 110:1333-1339.
- Warcup, J.H., 1990. Occurrence of ectomycorrhizal and saprophytic discomycetes after a wild fire in a eucalypt forest. *Mycological Research* 94:1065-1069.