



## Hongos micorrizógenos arbusculares (Glomeromycota) en suelos agrícolas de la provincia Artemisa, Cuba

### Arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota) in agricultural soils of Artemisa province, Cuba

Eduardo Furrázola\*, Yamir Torres-Arias, Rosmery Hernández-Prado y Yosvany Gutiérrez Coronill

#### RESUMEN

Se estudió la riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en cinco agroecosistemas y dos ecosistemas semi-naturales en la provincia Artemisa, con vistas a evaluar la diversidad de estos hongos en ambientes con o sin actividad agrícola. Dentro de cada sitio de estudio se seleccionaron tres parcelas de 50 x 20 m y en cada una de ellas se tomaron al azar cinco monolitos de suelo de 10 x 10 x 20 cm que fueron unidos en una muestra compuesta, para totalizar tres muestras compuestas por ecosistema. El suelo se almacenó a 4 °C hasta su empleo y para extraer las esporas el suelo fue procesado de acuerdo con la técnica del tamizado húmedo de una suspensión de suelo en agua, seguido de la centrifugación de los tamizados en un gradiente de sacarosa. En total fueron observadas 32 especies y/o morfoespecies de HMA en los sitios estudiados, con un predominio de los géneros *Glomus* y *Acaulospora* con 15 y 7 especies y/o morfoespecies, respectivamente. La mayor riqueza de HMA se observó en el ecosistema sembrado con malanga con 14 especies y/o morfoespecies, seguido de los agroecosistemas con papa y café con 11. La mayor densidad de esporas fue observada en el agroecosistema con maíz con 3780 esporas. 100 g<sup>-1</sup> de suelo, seguido del agroecosistema con café con 1620 esporas. 100 g<sup>-1</sup> de suelo. Si bien el análisis de ordenamiento efectuado mostró una separación evidente entre los ecosistemas estudiados con base a la composición de las comunidades de HMA, no existieron diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

**Palabras clave:** *Acaulospora*, agroecosistemas, biodiversidad, ecosistema antropizado, *Glomus*

#### ABSTRACT

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) richness in five agroecosystems and two semi-natural ecosystems of the Artemisa province were studied, with a view to evaluating the diversity of these fungi in environments with or without agricultural activities. Within each studied site, three plots of 50 x 20 m were selected and in each of them three soil monoliths of 10 x 10 x 20 cm were randomly taken, which were then united in a composite sample to total three samples composed by ecosystem. The soil was stored at 4 °C until its use, and to isolate the spores of these fungi was processed according to the wet sieving technique of a soil suspension in water, followed by the centrifugation of the sieves in a sucrose gradient. In all studied ecosystems were observed 32 species and/or morphospecies. The greater richness of AMF was observed in the ecosystem planted with malanga with 14 species and / or morphospecies, followed by agroecosystems with potatoes and coffee with 11. The highest density of spores was observed in the agroecosystem with corn with 3780 spores. 100 g<sup>-1</sup> of soil, followed by the agroecosystem with coffee with 1620 spores. If well the ordination analysis showed a distinctive separation between the ecosystems, there were not statistical differences between those ecosystems on basis of AMF communities' composition.

**Key words:** *Acaulospora*, agroecosystems, anthropogenic ecosystem, biodiversity, *Glomus*

\*  
Autor para correspondencia:  
eduardof@ecologia.cu

Instituto de Ecología y Sistemática,  
Ministerio de Ciencia, Tecnología y  
Medio Ambiente, Carretera de  
Varona 11835 e/ Oriente y Lídero,  
Rpto Parajón, Boyeros, La Habana  
19, C.P. 11900. La Habana, Cuba

Recibido: 17/11/2018  
Aceptado: 15/02/2019

## INTRODUCCIÓN

Los microorganismos del suelo que habitan en la rizosfera juegan un papel clave en la defensa y salud de las plantas (Mendes *et al.*, 2015), las respuestas al stress (Castrillo *et al.*, 2017), la nutrición (Fitzpatrick *et al.*, 2018) y la promoción del crecimiento vegetal (Sugiyama *et al.*, 2014). Dentro de estos microorganismos, los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) forman una simbiosis mutualista obligada con el 70-80% de las especies de plantas conocidas (Brundrett, 2009; van der Heijden *et al.*, 2015) y existen en todos los ecosistemas terrestres donde vivan las plantas, incluyendo ambientes extremos tales como fríos, salinos o contaminados con metales pesados (Hildebrandt *et al.*, 2007; Oehl y Körner, 2014). Estos hongos, además, facilitan la adquisición de nutrientes a las plantas a cambio de fotosintatos (Smith y Read, 2008), así como mejoran la resistencia de las plantas a la sequía (Augé, 2001) y los patógenos (Veresoglou y Rillig, 2012).

Por otra parte, los HMA pueden estabilizar la materia orgánica del suelo al promover el secuestro de Carbono en el mismo (Verbruggen *et al.*, 2016) y de hecho mejoran la agregación del suelo (Leifheit *et al.*, 2014). Además, tanto su papel en la restauración del suelo (Asmelash *et al.*, 2016) como en el desarrollo de una agricultura sostenible ha sido resaltado recientemente (Rillig *et al.*, 2016; Sánchez y Furrazola, 2018).

El empleo de las micorrizas en distintos estudios realizados en Cuba ha demostrado el gran potencial que presentan los mismos para ser utilizados en las prácticas agrícolas (Fundora *et al.*, 2009; Herrera *et al.*, 2011; Ley-Rivas *et al.*, 2015; Martín y Rivera, 2015), debido esencialmente a su conocida capacidad para promover el crecimiento y desarrollo de las plantas (Marschner y Dell, 1994). Efectivamente, numerosas investigaciones hacen referencia al papel que desempeñan los HMA sobre el rendimiento y desarrollo de diferentes cultivos, gracias fundamentalmente a que propician una mejor captación de nutrientes por la planta (Hamel *et al.*, 2004; Johansson *et al.*, 2004).

Como se conoce, el micelio de las MA está integrado por dos componentes principales, el micelio interno o endófito y el micelio externo o ectófito, el último de los cuales favorece la captación de macro y micronutrientes del suelo por el hongo, así como su translocación hacia la raíz. Es por ello, que el efecto biofertilizador de los hongos MA se relaciona con una mayor absorción de nutrientes, una mayor tolerancia a la sequía y una mejor protección de los cultivos contra patógenos del suelo (Smith y Read, 2008, Sánchez y Furrazola, 2018).

Por otra parte, de acuerdo con Bending *et al.* (2004), se conoce que la calidad de un suelo agrícola es una medida de su capacidad para sostener la productividad de los cultivos mientras se preserva la calidad ambiental. Según estos propios autores, las variables empleadas en determinar la calidad del suelo basadas en sus propiedades físico-químicas limitan su utilidad para detectar tempranamente cambios de la calidad del mismo inducido por el manejo al que están sometidos. De esta manera, el estudio de una serie de variables microbianas tiene el potencial de ser empleadas como indicadores diagnósticos de la calidad del suelo (Bending *et al.*, 2004). El tamaño y diversidad de grupos microbianos funcionales específicos tales como los hongos micorrizógenos arbusculares permiten caracterizar el manejo de la sostenibilidad del suelo (Helgason *et al.*, 1998; Chang *et al.*, 2001). Sin embargo, el papel natural de estos hongos puede verse minimizado ante una agricultura intensiva (Curaqueo *et al.*, 2011; Mirás-Avalos *et al.*, 2011) debido a que las comunidades microbianas en los sistemas agrícolas convencionales se ven modificadas por el arado de los campos (McGonigle y Miller, 1996; Sturz *et al.*, 1997) y la aplicación de altas dosis de fertilizantes inorgánicos, herbicidas y pesticidas (Gianinazzi y Schüepp, 1994).

En Cuba existen algunos trabajos relacionados con estudios de la riqueza de estos hongos en agroecosistemas (Furrazola *et al.*, 2011; 2016). Aunque la mayoría de estudios se centran en evaluar el efecto de distintas cepas sobre las variables de crecimiento del vegetal y/o en consecuencia, de los rendimientos producidos por distintos cultivos de importancia económica para el país.

Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue conocer la riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares en cinco agroecosistemas y comparar la misma con su diversidad nativa en dos ecosistemas seminaturales, las cuales no han experimentado las acciones derivadas de una agricultura de altos insumos a las que han sido sometidos dichos agroecosistemas.

## MATERIALES Y METODOS

Se muestrearon cinco agroecosistemas cercanos al poblado de Güira en la provincia de Artemisa, en el occidente de Cuba, a los que se les denominó por el cultivo predominante en cada uno de ellos: yuca (*Manihot esculenta* Crantz), plátano, (*Musa paradisiaca* L.) (82° 30' 1.3" O, 22° 47' 15.8" N), papa (*Solanum tuberosum* L.) (82° 29' 18.3" O, 22° 43' 45.3" N), maíz (*Zea mays* L.) (82° 29' 52.9" O, 22° 44' 42.9" N); y malanga (*Xanthosoma sagittifolium* (L.) Schott) (82 ° 27' 57.1" O, 22° 41' 28.6" N). Dentro de cada sitio de estudio se seleccionaron tres

parcelas de 50 x 20 m y en cada una de ellas se tomaron al azar cinco monolitos de suelo de 10 x 10 x 20 cm, los cuales fueron unidos en una muestra compuesta, para totalizar tres muestras compuestas por ecosistema. Como "controles" o ecosistemas semi-naturales se seleccionó el borde del campo sembrado con yuca (82° 30' 1.3" O, 22° 47' 15.8" N), donde existían como especies dominantes almácigo (*Bursera simaruba* (L.) Sarg.), café (*Coffea arabica* L.), leucaena, (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.) ocuje (*Calophyllum brasiliense* var. *antillanum* (Britton) Standl., pasto guinea (*Urochloa maxima* (Jacq.) R.D. Webster), entre otras especies. Este sitio, definido en lo adelante como Café el cual no ha experimentado manejos agrícolas como fertilización, roturación del suelo, etc., debe aportar un mayor número de nichos funcionales para estos hongos que los monocultivos antes mencionados. El otro ecosistema semi-natural fue la zona menos erosionada de un bosque secundario (82° 30' 4.8" O, 22° 48' 56.8" N), cercano al Motel "Las Yagrumas", a la entrada del pueblo de San Antonio de los Baños, donde predominaban majagua (*Hibiscus elatus* Sw.), ocuje, (*Calophyllum antillanum* Britt.), caimitillo (*Chrysophyllum illiviforme* L.) algarrobo de olor (*Albizia lebeck* L. Benth.), uña de gato (*Pisonia aculeata* L.), pasto guinea, etc., nombrado en este trabajo como Bosque. El suelo de los agroecosistemas estudiados se clasificó como Ferralsol éutrico (Ferralítico Rojo) (Hernández *et al.*, 2015).

Las muestras de suelo fueron envasadas en bolsas de polietileno, puestas a secar a temperatura ambiente para evitar la germinación de las esporas y el ataque de diferentes microorganismos del suelo. Posteriormente se trasladaron al Laboratorio de Micorrizas del Instituto de Ecología y Sistemática (IES), La Habana, Cuba. Dichas muestras fueron procesadas de acuerdo con la metodología de tamizado de una suspensión de suelo en agua ("wet sieving and decanting") de Gerdemann y Nicolson (1963) modificado por Herrera *et al.* (2004) para obtener las esporas de los HMA. Dichas esporas se obtuvieron finalmente por centrifugación en un gradiente de sacarosa concentrado (2M) de acuerdo con Sieverding (1991).

Las esporas fueron extraídas de los tamices, colocadas en placas de Doncaster con agua y observadas bajo un esteromicroscopio CARL ZEISS modelo AXIOSKOP 2 Plus. Solo las esporas sanas, con su típico contenido lipídico y colores brillantes fueron seleccionados para ser montadas en polivinil alcohol lactoglicerina (PVLG) (Omar *et al.*, 1979) and PVLG Melzer (1:1, v v) y estudiar todos sus atributos en un microscopio Carl Zeiss model Axioscop 2 Plus con aumentos de 200x-1000x, mediante la técnica de Contraste de Interferencia Diferencial (DIC, por sus siglas en inglés). Las fotos de las esporas fueron realizadas con una cámara Axiocam y el programa

Axiovision (software v. 3.1 and 1300 x 1030 dpi). La identificación taxonómica de las especies y o morfoespecies de HMA se realizaron de acuerdo con el Manual de Schenck y Pérez (1990), Błaszowski (2012) y la información disponible en la página web de la Colección Internacional de Hongos Micorrizógenos Vesículo Arbusculares (INVAM, 2018), así como a través de la consulta de los ejemplares depositados en la Colección Cubana de Hongos Micorrizógenos Arbusculares (CCHMA), radicada en el IES. En esta colección existen más de 3 000 muestras de hongos glomeromicetos y una colección de 24 000 imágenes. Se realizaron microfotografías de las especies dominantes y/o más conspicuas por ecosistemas, las cuales se almacenaron en la colección fotográfica del Grupo de Micorrizas del IES.

Para evaluar la diversidad alfa en cada uno de los ecosistemas se calculó la riqueza de Margalef ( $D_{Mg}$ ) que se fundamenta en la medida del número de especies en una unidad de muestreo definida. Basado tanto en la riqueza como en la distribución de las abundancias entre las especies (equitatividad o uniformidad), se calculó el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ). Además, se calcularon la dominancia (D) y la equitatividad (E) (Pielou, 1969) que se basa en el índice de Shannon (Magurran, 1989). Las fórmulas de los índices son las siguientes:

Riqueza de Margalef:  $D_{Mg} = (S-1) / \ln N$ , donde S: número de especies recolectadas y N: número total de individuos.

Diversidad de Shannon:  $H' = -\sum p_i \ln p_i$ , donde  $p_i$  (proporción de individuos de la iésima especie) =  $n_i/N_i$ ;  $n_i$ : número de individuos de la iésima especie y  $N_i$ : número de individuos de todas las especies.

Dominancia = 1- el índice de Simpson. Se mueve en el rango de 0 (todos los taxa están igualmente presentes) a 1 (un taxon domina la comunidad completamente).

$$D = \sum \left( \frac{n_i}{n} \right)^2$$
 donde  $n_i$  es el número de individuos del taxon i.

Equitatividad:  $E = H' / H_{m\acute{a}x} = H' / \ln S$  donde  $H'$ : diversidad de Shannon y S: riqueza de especies.

### Análisis de datos

Las variaciones y agrupamiento en la composición de las comunidades fueron visualizadas empleando el escalamiento no métrico multidimensional (NMDS, siglas del inglés "non-metric multidimensional scaling"), y se empleó el índice de Bray-Curtis como medida de similitud debido a su robustez tanto para pequeños como grandes gradientes ecológicos (Minchin, 1987). La similitud entre

las comunidades de HMA fue analizada mediante un análisis de varianza univariado con base a permutaciones (ANOSIM) (Clarke, 1993). El ANOSIM se realizó por una matriz de distancia euclidiana, después de 9 999 interacciones. Todos los análisis fueron realizados empleando el programa PAST v. 2.16.

## RESULTADOS

Se observaron un total de 32 especies y/o morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares distribuidos en los siete ecosistemas estudiados (Tabla 1, Fig. 1). De ellas, se observó un claro predominio de los géneros *Glomus* y *Acaulospora* con 15 y 7 especies y/o morfoespecies, respectivamente. La mayor riqueza de especies de HMA fue observada en el agroecosistema sembrado con malanga con 14, seguido de los ecosistemas con papa y café con 11 cada uno.

Por su parte, la mayor densidad de esporas de HMA fue observada en el agroecosistema sembrado de maíz con 3780 esporas.100g<sup>-1</sup> suelo, seguido del café con 1620, el plátano con 1500, la malanga con 1440, la papa con 1140, la yuca con 880 y la menor densidad se registró para el plátano con solo 490 esporas.100g<sup>-1</sup> de suelo.

En relación con los índices de diversidad, la mayor riqueza fue observada en el campo de malanga, seguida de la papa, y el café (Tabla 2). El mayor valor de diversidad de acuerdo con el índice de Shannon se obtuvo en el campo de papa, seguido del agroecosistema con malanga y el bosque secundario. La mayor dominancia ocurrió en el campo con plátano, seguido del maíz; en consecuencia, la equitatividad fue menor en las parcelas de plátano y maíz, por ese orden, resultando más equitativa la distribución de las especies de HMA en el bosque secundario, y a continuación se ubicaron los agroecosistemas con papa y malanga.

El análisis de ordenamiento efectuado mostró una separación evidente entre los distintos agroecosistemas estudiados en base a la composición de las comunidades de HMA existentes en ellos (Fig. 2). De acuerdo con el resultado obtenido, los agroecosistemas de café, plátano y yuca parecieron poseer una estructura comunitaria de HMA más similar entre ellas, al igual que lo observado entre las comunidades de malanga y papa, mientras que las comunidades de HMA del bosque y el maíz resultaron las más diferentes entre sí. Sin embargo, a pesar del resultado anterior, no existieron diferencias significativas entre los distintos ecosistemas estudiados para el análisis de similitud efectuado (ANOSIM,  $R = -0.001487$ ,  $P = 0.5344$ ).

## DISCUSIÓN

No se observaron diferencias en relación con la riqueza de los hongos micorrizógenos observados entre los agroecosistemas y los ecosistemas semi-naturales estudiados, pues si bien el ecosistema semi-natural clasificado como café mostró la segunda mayor riqueza de especies, el bosque estudiado presentó el menor valor de esta variable. La distribución de las esporas de los HMA en el suelo ocurrió en forma de parches, como ha sido reconocido por otros autores (Wilde *et al.*, 2009), lo cual se manifiesta en las diferencias en el desigual número de propágulos encontrados en cada agroecosistema. El hecho de que las especies y/o morfoespecies del género *Glomus* hayan dominado en el presente estudio no resulta sorprendente, pues las esporas de este género dominan de forma general en agroecosistemas donde se han aplicado altas dosis de fertilizantes químicos (Wu *et al.*, 2010; Lin *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2014). Por otra parte, el alto número de especies y/o morfoespecies del género *Acaulospora* observado ofrece una nueva perspectiva de investigación, toda vez que se conoce que las especies de este género son por lo general simbioses más efectivos con especies forestales de lento crecimiento en ambientes de limitados recursos (Lovelock *et al.*, 2003).

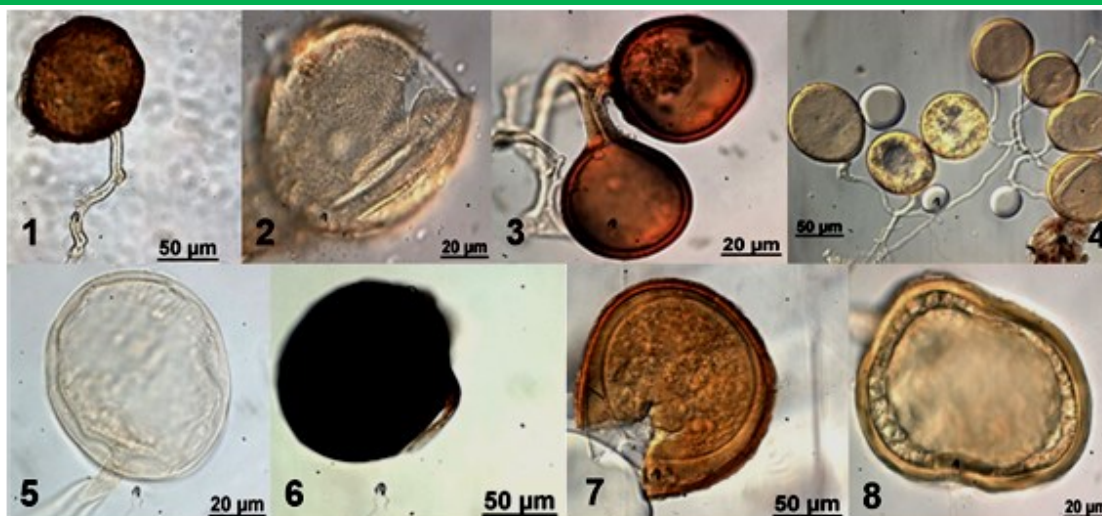
El agroecosistema con maíz produjo el mayor número de propágulos de HMA entre los distintos sitios estudiados. Si bien hace algunos años se consideraba al maíz como una planta no altamente micótrufa, estudios recientes muestran una alta diversidad de estos hongos asociados a ella, tal como se ha informado por Mello *et al.* (2018). Dichos autores encontraron 57 especies y/o morfoespecies en plantaciones de maíz a lo largo de un gradiente edafoclimático que se establece desde zonas húmedas (área original del bosque atlántico) pasando por una zona de transición y terminando en una zona más seca (área original de la Caatinga brasileña). Otros trabajos reportan resultados con una menor riqueza de la observada en este estudio que se distribuye entre 6 y 25 especies de HMA (Carrenho *et al.*, 2001; Galvez *et al.*, 2001; Oehl *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2009; Aguilera *et al.*, 2017).

A pesar de que el mayor número de especies y/o morfoespecies de HMA fue observado asociado al cultivo de la malanga, no existen muchos trabajos en la literatura referentes a este resultado. Se conoce que el Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas en nuestro país desarrolló una gran cantidad de experiencias productivas durante el periodo 1993-1999, principalmente en suelos Ferralsoles éutricos (Ferralítico Rojo) y Cambisoles calcáricos de alta fertilidad (Pardos con carbonatos), donde se incluyó el

**Tabla 1.** Especies y/o morfoespecies de HMA en los diferentes sitios estudiados.**Table 1.** AMF species and/or morphospecies at the different studied sites.

Especies y/o morfoespecies	Ecosistemas						
	Papa	Malanga	Maíz	Plátano	Yuca	Café	Bosque
<i>Acaulospora rehmi</i> Sieverding & Toro	0	20	0	0	0	0	0
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0	0	0	60	0	0	0
<i>Acaulospora denticulata</i> Sieverding & Toro	0	0	0	20	0	0	0
<i>Acaulospora</i> sp. 1	0	0	0	40	0	0	0
<i>Acaulospora</i> sp. 2	0	40	0	0	0	0	0
<i>Acaulospora</i> sp. 3	0	20	0	0	20	20	0
<i>Acaulospora</i> sp. 4	20	40	0	0	20	0	0
<i>Archaeospora trapeii</i> (R.N. Ames & Linderman) J.B. Morton & D. Redecker emend. Spain	0	0	0	0	20	20	0
<i>Claroideoglo mus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüssler,	180	340	0	0	0	0	0
<i>Claroideoglo mus etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	0	0	0	0	40	20	80
<i>Diversispora spurca</i> (C. M. Pfeiff., C.Walker & Bloss) C. Walker & Schuessler	20	20	0	0	0	0	0
<i>Diversispora</i> cf. sp. 2	0	0	0	60	20	180	20
<i>Entrophospora</i> sp. 1	0	0	20	0	0	0	0
<i>Funneliformis geosporum</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	20	0	0	0	0	0	0
<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	320	20	160	0	0	0	0
<i>Gigaspora</i> sp	20	0	0	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 1	40	60	0	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 2	0	40	20	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 3	0	20	0	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 4	0	0	20	0	0	40	0
<i>Glomus</i> sp. 5	0	0	80	120	80	240	10
<i>Glomus</i> sp. 6	0	0	2660	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 7	40	40	0	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 8	0	0	60	20	0	0	40
<i>Glomus</i> sp. 9	0	40	0	0	0	0	0
<i>Glomus</i> sp. 10	20	0	20	20	40	0	40
<i>Glomus</i> sp. 11	0	0	0	0	0	40	0
<i>Glomus</i> sp. 12	0	20	0	0	20	20	60
<i>Glomus</i> sp. 13	400	720	740	1100	600	940	240
<i>Pacispora</i> cf. Sp. 1	40	0	0	20	0	0	0
<i>Rhizoglo mus intraradices</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0	0	0	40	0	80	0
<i>Septoglo mus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0	0	0	0	20	20	0
Total	1140	1440	3780	1500	880	1620	490
No. de especies	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>7</b>





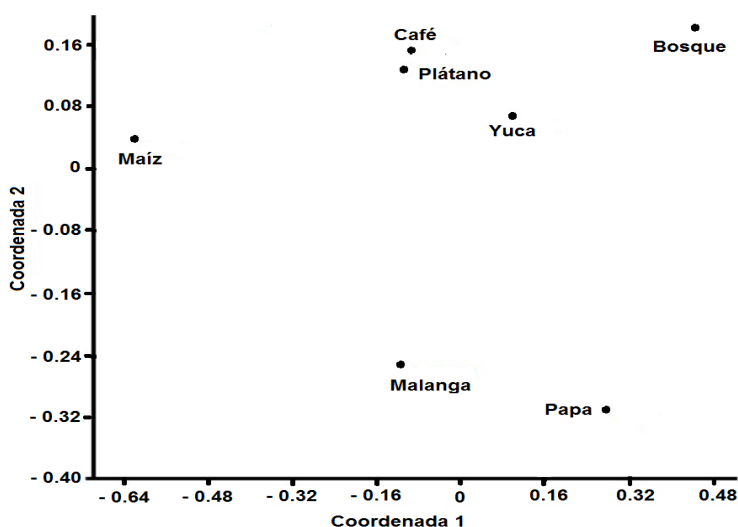
**Figura 1.** Algunas especies de hongos micorrizógenos arbusculares observadas en el presente estudio: 1. *Glomus* sp. 13; 2. *Acaulospora rehmsii*; 3. *Glomus* sp. 4; 4. *Glomus* sp. 6; 5. *Diversispora spurca*; 6. *Septoglomus constrictum*; 7. *Acaulospora* sp. 2; 8. *Claroideoglomus claroideum*.

**Figure 1.** Some arbuscular mycorrhizal fungal species observed in the present study: 1. *Glomus* sp. 13; 2. *Acaulospora rehmsii*; 3. *Glomus* sp. 4; 4. *Glomus* sp. 6; 5. *Diversispora spurca*; 6. *Septoglomus constrictum*; 7. *Acaulospora* sp. 2; 8. *Claroideoglomus claroideum*.

**Tabla 2.** Índices de diversidad en los distintos sitios de estudio.

**Table 2.** Diversity indexes in the different studied sites.

	Papa	Malanga	Maíz	Plátano	Yuca	Café	Bosque
No. esporas	1140	1440	3780	1500	880	1620	490
Riqueza $D_{Mg}$	1,56	1,79	0,97	1,23	1,33	1,35	0,97
Div. Shanon $H'$	1,79	1,67	0,95	1,11	1,28	1,42	1,52
Dominancia $D$	0,23	0,31	0,53	0,54	0,48	0,38	0,30
Equitatividad $E$	0,50	0,38	0,29	0,30	0,35	0,38	0,65
Taxa_S	11	14	9	10	10	11	7



**Figura 2.** Análisis de escalamiento no métrico multidimensional obtenido para las comunidades de HMA en los sitios estudiados. Stress = 0.088.

**Figure 2.** Non-metric multidimensional scaling analysis of AMF communities in the studied sites. Stress = 0.088.

cultivo de la malanga (Rivera *et al.*, 2003). Sin embargo, tanto el estudio antes mencionado como el realizado por Ruiz Martínez *et al.* (2015) igualmente con este cultivo fueron desarrollados esencialmente con fines productivos, no con el objetivo de estudiar la diversidad de HMA asociados naturalmente a los mismos.

No obstante, en futuras investigaciones se precisa acceder a la historia de cultivo de estos campos, en aras de conocer hospederos vegetales anteriores al cultivo que se presenta en el momento del muestreo, y que hayan propiciado el desarrollo de estas especies fúngicas, ya que como se conoce el mantenimiento de los hongos MA en los ecosistemas es dependiente de la persistencia de un potencial de inóculo en los suelos (Brundrett, 1991). Ello se traduce en que la rotación de cultivos con plantas no micótrofas resulta en un decrecimiento de la actividad micorrizica arbuscular, mientras que el empleo de plantas altamente micótrofas incrementa el potencial de inóculo del suelo y la colonización micorrizica de los cultivos subsiguientes (Gavito y Miller, 1998; Karasawa *et al.*, 2002). Como han planteado algunos autores, un enfoque multidimensional empleando la taxonomía y un conjunto de variables ambientales más amplio, podría permitir a los investigadores describir correlaciones entre la diversidad y la ocupación de nichos, así como definir los factores reales que modulan los patrones ecológicos en suelos agrícolas (Mendes *et al.*, 2015; Goss-Souza *et al.*, 2017; 2019).

También resulta evidente que la agricultura intensiva ejerció un efecto sobre la composición de las comunidades de hongos MA, y sobre la distribución de las especies de estos hongos en particular. Ello puede apreciarse en el caso de las especies *Claroideoglossum etunicatum* y *Glomus* sp. 12 quienes mostraron el mayor número de esporas en el bosque estudiado, a pesar de ser un bosque secundario con un determinado grado de perturbación antrópica, pero que conserva algunos elementos de originalidad de la vegetación del área.

Resultó interesante que tanto la única especie de *Gigaspora* encontrada como *Funneliformis geosporum*, *Acaulospora rehmi* y otras especies de *Acaulospora* se encontraron solo en los agroecosistemas, sin observarse en el bosque secundario. Todo ello puede deberse a que como se conoce, la agricultura intensiva y la tala de árboles decrecen la riqueza y alteran la composición de las comunidades de hongos MA (Moora *et al.*, 2014; Mummey *et al.*, 2010), al favorecer ciertas taxa de HMA y desfavorecer otros (Gottshall *et al.*, 2017).

Por otra parte, es posible que esta situación refleje cambios en la prevalencia de taxa fúngicos especialistas o generalistas en términos del hábitat (Oehl *et al.*, 2010) o del rango de especies de plantas hospederas (Helgason *et al.*, 2007). De forma general, las especies generalistas se reconocen como aquellas asociadas con hábitats disturbados (que en este artículo pudieran tratarse de *Acaulospora rehmi*, *Acaulospora scrobiculata*, *Acaulospora denticulata*, *Diversispora spurca*, *Funneliformis geosporum* y *Gigaspora* sp., entre otros, que solo aparecieron en los agroecosistemas y no en los ecosistemas de café y bosque) y las especialistas con hábitats estables (Clavel *et al.*, 2011; García de León *et al.*, 2018), más difíciles de definir en esta investigación. Sin embargo, coincidimos con estos últimos autores quienes afirman que a pesar de que se ha prestado alguna atención al estudio de la amplitud de nicho en los HMA en trabajos como los de Bouffaud *et al.* (2016), Moora *et al.* (2011) y Vályi *et al.* (2015), todavía no pueden arribarse a conclusiones definitivas acerca de las correlaciones ecológicas de la especialización en los hongos MA.

## CONCLUSIONES

No se observaron diferencias en relación con la riqueza de los hongos micorrizógenos observados entre los agroecosistemas y los ecosistemas semi-naturales, aunque se obtuvo una alta riqueza de estos hongos. Los resultados alcanzados pudieran deberse a los efectos generados durante años sobre la microbiota edáfica por una agricultura basada en el empleo de altos insumos químicos, una continua roturación de los suelos, una inadecuada rotación de cultivos y otros factores alejados de una verdadera agricultura agroecológica y sostenible. Sin embargo, el cambio de paradigma en favor de esta última actividad va permitiendo una recuperación de la actividad microbiológica de los suelos, lo cual se evidencia en la riqueza de los hongos micorrizógenos arbusculares observados, los cuales constituyen la base esencial para la nutrición biológica de los diferentes cultivos y la recuperación definitiva de estos suelos.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al proyecto "Conservación y uso sostenible de la Diversidad Biológica en ecosistemas bajo Manejo Sostenible de Tierras" OP-15, el apoyo recibido para efectuar esta investigación

## LITERATURA CITADA

Aguilera P, Marín C, Oehl F, Godoy R, Borie F, Cornejo P. 2017. Selection of aluminum tolerant cereal genotypes

- strongly influences the arbuscular mycorrhizal fungal communities in an acidic Andosol. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 246: 86-93.
- Asmelash F, Bekele T, Birhane E. 2016.** The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in the restoration of degraded lands. *Frontiers in Microbiology*. 7: 1-15.
- Augé RM. 2001.** Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*. 11: 3-42.
- Bending GD, Turner MK, Rayns F, Marx MC, Wood M. 2004.** Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biology and Biochemistry*. 36: 1785-1792.
- Błaszowski J. 2012.** Glomeromycota: W. Szafer Institute of Botany. vol. 23, Kraków: Polish Academy of Sciences. Disponible en <http://link.springer.com/10.1007/s00572-012-0470-y> ( Consultado: 29 de noviembre de 2018).
- Bouffaud ML, Creamer RE, Stone D, Plassart P, van Tuinen D, Lemanceau P, Wipf D, Redecker D. 2016.** Indicator species and co-occurrence in communities of arbuscular mycorrhizal fungi at the European scale. *Soil Biology and Biochemistry*. 103: 464-470.
- Brundrett MC. 1991.** Mycorrhizas in natural ecosystems. *Advances in Ecology Research*. 21: 171-313.
- Brundrett MC. 2009.** Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant Soil*. 320: 37-77.
- Carrenho R, Silva ES, Botelho Trufem SF, Ramos Bononi VL. 2001.** Successive cultivation of maize and agricultural practices on root colonization, number of spores and species of arbuscular mycorrhizal fungi. *Brazilian Journal of Microbiology*. 32: 262-270.
- Castrillo G, Teixeira PJ, Paredes SH, Law TF, de Lorenzo L, Fletcher ME, Finkel OM, Breakfield NW, Mieczkowski P, Jones CD, Paz-Ares J, Dangl JL. 2017.** Root microbiota drive direct integration of phosphate stress and immunity. *Nature*. 543: 513-518.
- Chang YJ, Hussain AKMA, Stephen JR, Mullen MD, White DC, Peacock A. 2001.** Impact of herbicides on the abundance and structure of indigenous beta-subgroup ammonia-oxidizer communities in soil microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20: 2462-2468.
- Chen YL, Zhang X, Ye JS, Han HY, Wan SQ, Chen BD. 2014.** Six-year fertilization modifies the biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a temperate steppe in Inner Mongolia. *Soil Biology Biochemistry*. 69: 371-381.
- Clarke KR. 1993.** Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117-143.
- Clavel J, Julliard R, Devictor V. 2011.** Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9: 222-228.
- Curaqueo G, Barea JM, Acevedo E, Rubio R, Cornejo P, Borie F. 2011.** Effects of different tillage system on arbuscular mycorrhizal fungal propagules and physical properties in a Mediterranean agroecosystem in central Chile. *Soil & Tillage Research*. 113: 11-18.
- de Mello CMA, Alves da Silva G, Oehl F, da Silva IR, do Monte Junior IP, Alves da Silva DK, Costa Maia L. 2018.** Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in maize (*Zea mays* L.) crops along an edaphoclimatic gradient in Northeast Brazil. *Botany*. 96: 767-778
- Fitzpatrick CR, Copeland J, Wang PW, Guttman DS, Kotanen PM, Johnson MTJ. 2018.** Assembly and ecological function of the root microbiome across angiosperm plant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115: 1157-1165.
- Fundora LR, González J, Ruiz LR, Cabrera JA. 2009.** Incrementos en los rendimientos del cultivo de boniato por la utilización combinada del fitoestimulante Fitomas-e y el biofertilizante Ecomic® en condiciones de producción. *Cultivos Tropicales*. 30: 14-17.
- Furrazola E, Ferrer RL, Orozco Manso MO, Torres-Arias Y, Collazo E, Herrera-Peraza RA. 2011.** Especies de hongos micorrizógenos arbusculares (Glomeromycota) en un agroecosistema de la provincia La Habana, con un nuevo reporte para Cuba, *Glomus glomerulatum*. *Acta Botánica Cubana*. 210: 26-30.
- Furrazola E, Ojeda L, Hernández C. 2016.** Mycorrhizal colonization and species of arbuscular mycorrhizal fungi in grasses from the Cuenca Pecuaria “El Tablón”, Cienfuegos, Cuba. *Cuban Journal of Agricultural Science*. 50: 321-331.
- Galvez L, Douds DD, Drinkwater LE, Wagoner P. 2001.** Effect of tillage and farming system upon VAM fungus populations and mycorrhizas and nutrient uptake of maize. *Plant Soil*. 228: 299-308.
- García de León D, Neuenkamp L, Moora M, Öpik M, Davison J, Peña-Venegas CP, Vasar M, Jairus T, Zobel M. 2018.** Arbuscular mycorrhizal fungal communities in tropical rain forest are resilient to slash-and-burn agriculture. *Journal of Tropical Ecology*. 34: 186-199.
- Gavito ME, Miller MH. 1998.** Changes in mycorrhiza development in maize induced by crop management practices. *Plant Soil*. 198: 185-192.
- Gerdemann JW, Nicolson TJ. 1963.** Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society*. 46: 235-244.
- Gianinazzi S, Schüepp H. 1994.** *Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and natural ecosystems*. Advances in Life Sciences. Birkhäuser, Basel.
- Goss-Souza D, Mendes LW, Borges CD, Baretta D, Tsai SM, Rodrigues JLM. 2017.** Soil microbial community dynamics and assembly under long-term land use change. *FEMS Microbiology Ecology*. 93: fix109. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz009>.
- Goss-Souza D, Mendes LW, Borges CD, Rodrigues JLM, Tsai SM. 2019.** Amazon forest-to-agriculture conversion alters rhizosphere microbiome composition while functions are kept. *FEMS Microbiology Ecology*. 95: fiz009. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz009>.
- Gottshall CB, Cooper M, Emery SM. 2017.** Activity, diversity and function of arbuscular mycorrhizae vary with changes in agricultural management intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 241: 142-149.
- Hamel C, Landry C, Elmi A, Liu A, Spedding T. 2004.** Nutrient Dynamics: Utilizing biotic-abiotic interactions for



- improved management of agricultural soils. *Journal of Crop Improvement*. 11: 209-248.
- Helgason T, Daniell TJ, Husband R, Fitter AH, Young JPW. 1998.** Ploughing up the wood-wide web? *Nature*. 394: 431.
- Helgason T, Merryweather JW, Young JPW, Fitter A. 2007.** Specificity and resilience in the arbuscular mycorrhizal fungi of a natural woodland community. *Journal of Ecology*. 95: 623-630.
- Hernández A, Pérez JM, Bosch D, Castro N. 2015.** *Clasificación de los suelos de Cuba 2015*. Ediciones INCA, Cuba.
- Herrera-Peraza RA, Furrazola E, Ferrer RL, Fernández-Valle R, Torres-Arias Y. 2004.** Functional strategies of root hairs and arbuscular mycorrhizae in an evergreen tropical forest, Sierra del Rosario, Cuba. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*. 35: 113-123.
- Herrera-Peraza RA, Hamel C, Fernández F, Ferrer RL, Furrazola F. 2011.** Soil-strain compatibility: the key to effective use of arbuscular mycorrhizal inoculants?. *Mycorrhiza*. 21: 183-193.
- Hildebrandt U, Regvar M, Bothe H. 2007.** Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*. 68: 139-146.
- INVAM. 2018.** Colección Internacional de Hongos Micorrizógenos Vesículo Arbusculares. (INVAM) <http://invam.caf.wvu/> (consultado 28 de noviembre de 2018).
- Johansson JF, Paul LR, Finlay RD. 2004.** Microbial interactions in the mycorrhizosphere and their significance for sustainable agriculture. *FEMS Microbiology Ecology*. 48: 1-13.
- Karasawa T, Kasahara Y, Takebe A. 2002.** Differences in growth responses of maize to preceding cropping caused by fluctuation in the population of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*. 34: 851-857.
- Leifheit EF, Veresoglou SD, Lehmann A, Morris EK, Rillig MC. 2014.** Multiple factors influence the role of arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregation-a meta analysis. *Plant Soil*. 374: 523-537.
- Ley-Rivas JF, Sánchez JA, Ricardo NE, Collazo E. 2015.** Efecto de cuatro especies de hongos micorrizógenos arbusculares en la producción de frutos de tomate. *Agronomía Costarricense*. 39: 47-59.
- Lin X, Feng Y, Zhang H, Chen R, Wang J, Zhang J, Chu H. 2012.** Long-term balanced fertilization decreases arbuscular mycorrhizal fungal diversity in an arable soil in North China revealed by 454 pyrosequencing. *Environmental Science & Technology*. 46: 5764-5771.
- Lovelock C, Andersen K, Morton J. 2003.** Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment. *Oecologia*. 135: 268-279.
- Magurran AE. 1989.** *Diversidad ecológica y su medición*. Editorial Vedral, Barcelona.
- Marschner H, Dell B. 1994.** Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil*. 159: 89-102.
- Martín, GM, Rivera R. 2015.** Influencia de la inoculación micorrizica en los abonos verdes. efecto sobre el cultivo principal. estudio de caso: el maíz. *Cultivos Tropicales*. 36: 34-50.
- McGonigle TP, Miller MH. 1996.** Development of fungi below ground in association with plants growing in disturbed and undisturbed soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 28: 263-269.
- Mendes LW, Tsai SM, Navarrete AA, de Hollander M, van Veen JA, Kuramae EE. 2015.** Soil-borne microbiome: linking diversity to function. *Microbial Ecology*. 70: 255-265.
- Minchin PR. 1987.** An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*. 69: 89-107.
- Mirás-Avalos JM, Antunes PM, Koch A, Khosla K, Klironomos JN, Dunfield KE. 2011.** The influence of tillage on the structure of rhizosphere and root-associated arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Pedobiologia*. 54: 235-241.
- Moora M, Berger S, Davison J, Öpik M, Bommarco R, Bruelheide H, Kühn I, Kunin WE, Metsis M, Rortais A, Vanatoa A, Vanatoa E, Stout JC, Truusa M, Westphal C, Zobel M, Walther G-R. 2011.** Alien plants associate with widespread generalist arbuscular mycorrhizal fungal taxa: evidence from a continental-scale study using massively parallel 454 sequencing. *Journal of Biogeography*. 38: 1305-1317.
- Moora M, Davison J, Opik M, Metsis M, Saks U, Jairus T, Vasar M, Zobel M. 2014.** Anthropogenic land use shapes the composition and phylogenetic structure of soil arbuscular mycorrhizal fungal communities. *FEMS Microbiology Ecology*. 90: 609-621.
- Mummey DL, Clarke JT, Cole CA, O'Connor BG, Gannon JE, Ramsey PW. 2010.** Spatial analysis reveals differences in soil microbial community interactions between adjacent coniferous forest and clearcut ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*. 42:1138-1147.
- Oehl F, Sieverding E, Ineichen K, Ris EA, Boller T, Wiemken A. 2005.** Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi at different soil depths in extensively and intensively managed agroecosystems. *New Phytologist*. 165: 273-283.
- Oehl F, Laczko E, Bogenrieder A, Stahr K, Bösch R, van der Heijden M, Sieverding E. 2010.** Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 724-738.
- Oehl F, Körner C. 2014.** Multiple mycorrhization at the coldest place known for angiosperm plant life. *Alps Botany*. 124: 193-198.
- Omar MB, Bolland L, Heather WA. 1979.** A permanent mounting medium for fungi. *Bulletin of the British Mycological Society*. 13: 31-32.
- Pielou EC. 1969.** *An introduction to Mathematical Ecology*. Ed. Wiley, New York.
- Rillig MC, Sosa-Hernández MA, Roy JL, Aguilar-Trigueros CA, Vályi K, Lehmann A. 2016.** Towards an Integrated Mycorrhizal Technology: Harnessing Mycorrhiza for Sustainable Intensification in Agriculture. *Frontiers in Plant Science*. 7: 1625.
- Rivera R, Fernandez F, Hernandez A, Martin JR, Fernandez K. 2003.** *El Manejo Efectivo de la Simbiosis Micorrizica, una vía hacia la Agricultura Sostenible. Estudio de caso: El Caribe*. Ediciones INCA, La Habana.

- Ruiz Martínez I, Carvajal Sánchez D, Espinosa Cuellar E, Simó González J, Rivera Espinosa R, Espinosa Cuellar A. 2015.** Efecto de las micorrizas y bioplaguicidas sobre cultivos de raíces y tubérculos en un suelo pardo mullido carbonatado. *Revista de Agricultura Tropical*. 1: 1-6.
- Sánchez JA, Furrazola E. 2018.** *Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas*. Editorial Academia, La Habana.
- Schenck NC, Pérez Y. 1990.** *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. Synergistic Publications, Gainesville, Florida, USA.
- Sieverding E. 1991.** *Vesicular — arbuscular Mycorrhiza Management in Tropical Agrosystems*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Germany.
- Smith SE, Read D. 2008.** *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, San Diego CA.
- Sturz AV, Carter MR, Johnston HW. 1997.** A review of plant disease, pathogen interactions and microbial antagonism under conservation tillage in temperate humid agriculture. *Soil & Tillage Research*. 41: 169-189.
- Sugiyama A, Ueda Y, Zushi T, Takase H, Yazaki K. 2014.** Changes in the bacterial community of soybean rhizospheres during growth in the field. *PLoS One*. 2014: 9:e100709.
- Vályi K, Rillig MC, Hempel S. 2015.** Land-use intensity and host plant identity interactively shape communities of arbuscular mycorrhizal fungi in roots of grassland plants. *New Phytologist*. 205: 1577-1586.
- van der Heijden MGA, Martin F, Selosse MA, Sanders IR. 2015.** Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present and the future. *New Phytologist*. 205: 1406-1423.
- Verbruggen E, Jansa J, Hammer EC, Rillig MC. 2016.** Do arbuscular mycorrhizal fungi stabilize litter-derived carbon in soil? *Journal of Ecology*. 104: 261-269.
- Veresoglou SD, Rillig MC. 2012.** Suppression of fungal and nematode plant pathogens through arbuscular mycorrhizal fungi. *Biology Letters*. 8: 214-7.
- Wang M-Y, Hu L-B, Wang W-H, Liu S-T, Li M, Liu R-J. 2009.** Influence of long-term fixed fertilization on diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Pedosphere*. 19: 663-672.
- Wilde P, Manal A Stodden M, Sieverding E, Hildebrandt U, Bothe H. 2009.** Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in roots and soils of two salt marshes. *Environmental Microbiology*. 11: 1548-1561.
- Wu F, Dong M, Liu Y, Ma X, An L, Young JPW, Feng H. 2010.** Effects of long-term fertilization on AM fungal community structure and glomalin-related soil protein in the Loess Plateau of China. *Plant Soil*. 342: 233-247.