

# Variación temporal en la composición de hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado

Ariadna Lizeth Peralta-Valencia<sup>1</sup> , Silvia Castillo-Argüero<sup>1</sup> , Laura Verónica Hernández-Cuevas<sup>2</sup> , Yasmin Vázquez-Santos<sup>1,\*</sup> 

(1) Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Ciudad de México, México.

(2) Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Tlajomulco, Laboratorio de Biología Molecular, Tlajomulco de Zúñiga, Jalisco, México.

\*Autor de correspondencia: Yasmin Vázquez-Santos [[yasminvazquez@ciencias.unam.mx](mailto:yasminvazquez@ciencias.unam.mx)]

> Recibido el 31 de mayo de 2023 - Aceptado el 24 de octubre de 2023

**Como citar:** Peralta-Valencia, A.L., Castillo-Argüero, S., Hernández-Cuevas, L.V., Vázquez-Santos, Y. 2023. Variación temporal en la composición de hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado. *Ecosistemas* 32(3):2572. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2572>

## Variación temporal en la composición de hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado

**Resumen:** El estudio de la composición de los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) permite analizar patrones temporales de estos microorganismos en distintos ecosistemas, así como identificar especies tolerantes a los cambios ambientales. El objetivo fue evaluar si existen cambios a lo largo del tiempo en la composición de los HMA en un bosque templado mexicano. Se recolectaron muestras de suelo (300 g) en ocho parcelas a dos altitudes diferentes durante 2015, 2017 y 2019, en la temporada lluviosa y seca. Las esporas de HMA se extrajeron con la técnica de tamizado húmedo y gradiente de sacarosa. Se usó el índice de Jaccard para calcular la similitud de especies entre años. Se construyó un diagrama de Venn para conocer el número de especies compartidas y exclusivas, y un clúster de dos vías para determinar el agrupamiento de las especies. Se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) para relacionar la composición de HMA y los factores abióticos. Se registraron 38 especies de HMA, agrupadas en 15 géneros y 6 familias. Se encontraron especies presentes en los tres años y ambas temporadas: *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Funneliformis geosporus*, *Funneliformis mosseae* y *Rhizophagus fasciculatus*. El CCA mostró influencia de la temperatura, materia orgánica y pH en la composición de HMA. Estas especies tienen un potencial uso para la restauración o reforestación debido a su capacidad de tolerar los cambios en las condiciones ambientales. En conclusión, la composición de HMA es sujeta a los cambios temporales a lo largo de los años.

**Palabras clave:** bosque de abeto; esporulación; composición; micorriza arbuscular; restauración

## Temporal variation in the composition of arbuscular mycorrhizal fungi in a temperate forest

**Abstract:** The study of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) composition allows the analysis of temporal patterns of these microorganisms in different ecosystems, as well as the identification of species tolerant to environmental changes. The objective of this research was to evaluate if there are temporal changes in the composition of AMF in a Mexican temperate forest. Soil samples (300 g) were collected in eight plots at two different altitudes during the rainy and dry seasons in 2015, 2017, and 2019. AMF spores were extracted using the technique of wet sieving and sucrose gradient. The Jaccard index was used to calculate the similarity of the species between years. A Venn diagram was constructed to know the number of common and exclusive species and a two-way cluster to determine the grouping of species. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed to correlate the composition of AMF with abiotic factors. A total of 38 AMF species were recorded, grouped into 15 genera and 6 families. Species present in the three years and both seasons were found: *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Funneliformis geosporus*, *Funneliformis mosseae* and *Rhizophagus fasciculatus*. The CCA showed the influence of temperature, organic matter, and pH on HMA composition. These species have potential use for restoration or reforestation due to their ability to tolerate changes in environmental conditions. In conclusion, the composition of the HMA is subject to temporal changes over the years.

**Key words:** fir forest; sporulation; composition; arbuscular mycorrhiza; restoration

## Introducción

La microbiota edáfica representa un componente esencial del sistema biótico en los ecosistemas, ya que interviene en la descomposición de la materia orgánica, los ciclos biogeoquímicos y el mantenimiento de la calidad del suelo (Wright y Coleman 2000). Uno de los grupos microbianos más abundantes son los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), los cuales repre-

sentan entre el 20 % - 30 % de la biomasa total de la comunidad microbiana en el suelo (Rillig 2004; Powell y Rillig 2018). Estos hongos son simbioses obligados de las plantas, incrementan la absorción de macro y micronutrientes favoreciendo diferentes procesos del ciclo de vida de su planta hospedera (Smith y Read 2008); brindan protección contra el ataque de patógenos e influyen en la diversidad florística local, y en la función del ecosistema (Hoeksema et al. 2010).

En los bosques templados, la composición de HMA sigue siendo poco conocida, debido a que se consideran ecosistemas vinculados con la presencia de hongos ectomicorrízogenos (Tedersoo et al. 2014). Se ha demostrado que en suelos forestales existe una alta diversidad de especies de HMA, cuya distribución y composición varían a escala global e incluso regional. Esto es explicado debido a que la distribución de las especies de HMA está en función de factores ambientales, geográficos, edáficos y bióticos (Montaño et al. 2012; Stürmer et al. 2018; Polo-Marcial et al. 2021). Actualmente, se han registrado 237 especies en el mundo, agrupadas en 9 familias y 18 géneros, de las cuales 39 especies han sido registradas para los bosques templados (Redecker et al. 2013; Polo-Marcial et al. 2021). Está comprobado que este grupo fúngico juega un papel crucial en la supervivencia y establecimiento de especies arbóreas como encinos, oyameles y pinos (Castillo-Argüero et al. 2014). De manera que, el estudio de la composición de HMA permite comprender y contribuir al conocimiento de la biodiversidad e importancia ecológica de estos microorganismos en los suelos forestales.

En el suelo, las esporas de HMA constituyen un banco de reserva de propágulos que exhibe una alta dinámica temporal y espacial (Lennon y Jones 2011). Se ha observado que la composición de especies de HMA puede cambiar en un mismo sitio muestreado a lo largo del tiempo, y esto se debe a diversos factores. Estos incluyen la variación interespecífica en los patrones fenológicos de esporulación de cada especie de HMA, la habilidad para producir esporas que faciliten la dispersión a largas distancias (Oehl et al. 2009), los atributos funcionales de estos hongos, así como, por la respuesta diferencial de las especies ante los cambios en los factores físicos, químicos y biológicos del suelo (Smith y Read 2008). Esta variación en la composición de HMA resalta la importancia de llevar a cabo estudios a largo plazo que permitan identificar especies generalistas capaces de tolerar cambios en las condiciones ambientales que permanecen a través del tiempo.

La composición de HMA está relacionada con la heterogeneidad topográfica que caracteriza a los bosques templados, específicamente en términos del gradiente altitudinal y a las variaciones temporales propias del ecosistema. Esto se debe a que la temperatura, la radiación solar y la precipitación varían a lo largo de este gradiente, lo cual propicia diferentes condiciones edáficas y composición vegetal (Lugo et al. 2007). Se ha observado que la riqueza de especies de HMA tiende a ser mayor en altitudes bajas, dado que las condiciones climáticas favorecen la actividad de estos microorganismos en el suelo (Gai et al. 2012). Mientras que a medida que incrementa la altitud, las bajas temperaturas limitan la actividad metabólica de los microorganismos y se observa una menor riqueza de HMA (Gai et al. 2012).

La composición de HMA en los bosques se ve afectada por los cambios temporales en la precipitación y la temperatura (Ramírez et al. 2019). Estos cambios influyen en la distribución, riqueza y abundancia de los HMA, puesto que están vinculados a las variaciones en la humedad, pH y disponibilidad de nutrientes del suelo (Dumbrell et al. 2011; Lekberg et al. 2013). Durante la temporada lluviosa, se ha observado un aumento en el número de especies debido las condiciones propicias para la esporulación de un mayor número de especies de HMA (Violi et al. 2008; Looby et al. 2016; Ramírez et al. 2019). Mientras que, durante la temporada seca, se ha registrado una mayor producción de esporas, ya que la baja disponibilidad de agua genera estrés hídrico y, como respuesta, las especies de HMA más tolerantes a estas condiciones incrementan su abundancia (Violi et al. 2008; Looby et al. 2016). De manera que hipotetizamos que durante la temporada lluviosa habrá una mayor diversidad de especies de HMA en comparación con la temporada seca. Además, esperamos observar variaciones en la composición de HMA entre los diferentes años de muestreo.

El conocimiento de los cambios en la composición de HMA a lo largo del tiempo, puede ser de gran utilidad para la implementación eficiente de inóculos nativos de HMA adaptados a las condiciones del sitio y a las fluctuaciones ambientales a corto y largo plazo. La inoculación con especies de HMA tolerantes puede desempeñar un papel importante en el establecimiento de especies forestales y plantas nativas en los bosques templados. Esta estrategia puede aumentar las probabilidades de éxito en las prácticas de manejo y conservación a nivel local, especialmente en el contexto del cambio climático global (Barea et al. 2008). Esto convierte a los propágulos de HMA en uno de los elementos clave para el mantenimiento de la calidad del suelo y la resiliencia del bosque. El objetivo de este estudio fue evaluar si existen cambios espacio-temporales a lo largo del tiempo en la composición de los HMA en un bosque templado mexicano. Estos resultados permitirán identificar especies con potencial uso en la restauración de un bosque templado urbano que ha experimentado disturbios antrópicos recurrentes.

## Material y métodos

### Área de estudio

Este estudio se realizó en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena (CRM), ubicado al suroeste de la Ciudad de México, México (Fig. 1). Este bosque presenta un gradiente altitudinal que va de los 2750 m s.n.m. a los 3650 m s.n.m. (Galeana-Pizaña et al. 2013), un clima templado subhúmedo con lluvias en verano, una temperatura media anual de 13 °C y una precipitación media anual de 1000 mm (García 1990). Existe una marcada temporalidad de lluvias que ocurre de mayo a octubre y una seca que se presenta de noviembre a abril (Vázquez-Santos et al. 2021).

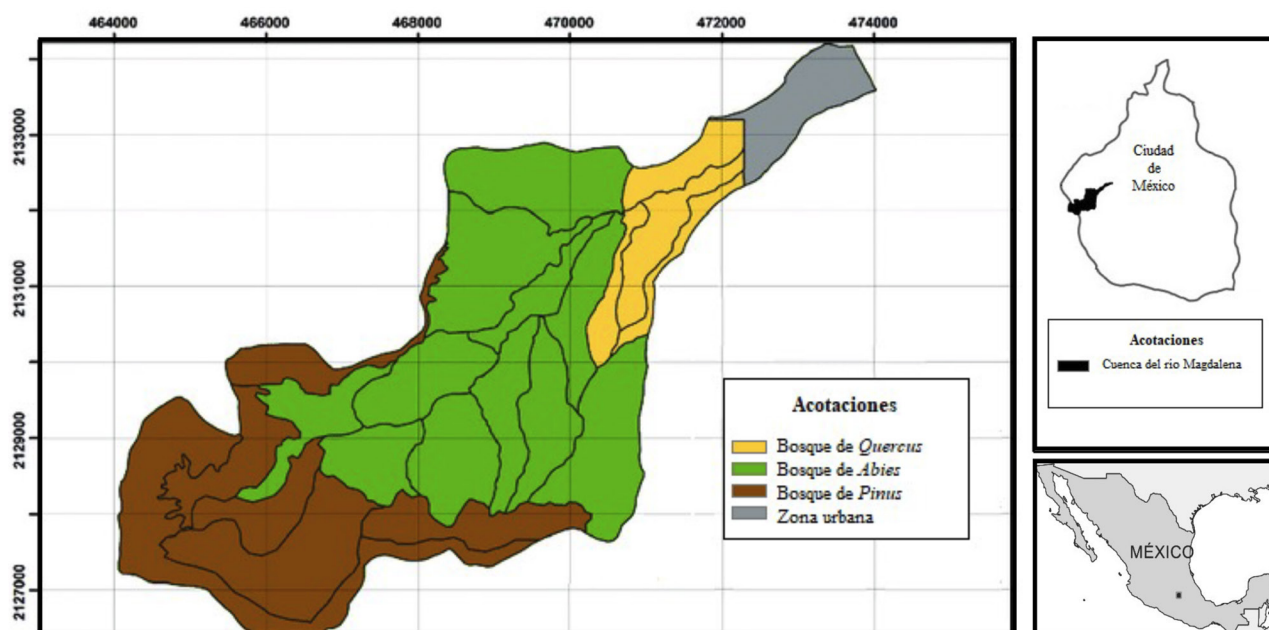
Este bosque presenta suelos de tipo Andosol húmico (Th) y Pheozem (H), profundos, de textura franca arcillosa con abundante contenido de materia orgánica y un pH ligeramente ácido. La disponibilidad de nitrógeno en el suelo de este bosque es considerada alta (8.5 %), mientras que la disponibilidad de fósforo es considerada baja (<10 ppm) y limitante para el crecimiento de las plantas (Vázquez-Santos et al. 2021).

Este bosque se encuentra dentro de la megalópolis Ciudad de México, lo que lo clasifica como un bosque urbano. Donde, la influencia de las actividades humanas, como la deforestación y el cambio de uso de suelo, han provocado alteraciones significativas en la composición vegetal y la degradación del suelo (Leñero et al. 2007).

### Recolección y procesamiento de suelo

Se establecieron ocho parcelas de 10 x 10 m (800 m<sup>2</sup>) en dos intervalos altitudinales (alto= 3450-3460 m s. n. m. y bajo 3050-3200 m s. n.m.). En cada parcela se obtuvo una muestra compuesta de suelo mineral (300 g) para los años 2015, 2017 y 2019, tanto en la temporada lluviosa como en la temporada seca. El suelo fue secado a temperatura ambiente, tamizado y etiquetado para realizar posteriormente la extracción de esporas.

La extracción de esporas se realizó en 100 g de suelo seco, por muestra, a través del método de tamizado húmedo y decantación, seguido de una centrifugación en un gradiente de sacarosa al 60 % (Brundrett y Abbott 1996). Por medio de un microscopio estereoscópico (NIKON SMZ745T) se separaron los morfotipos de las esporas. Las esporas fueron montadas en preparaciones fijas con alcohol polivinílico lactoglicerol (PVLG) y PVLG + reactivo de melzer (Koske y Tessier 1983; Brundrett y Abbott 1996), para finalmente realizar la identificación taxonómica a nivel de especie por medio de la morfología de las esporas considerando el color, tamaño, tipo de hifa de germinación, capas de la pared de las esporas, escudo de germinación y reacción de las capas al reactivo de Melzer.



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la zona de estudio, bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena. Modificado de [Castillo-Argüero et al. \(2014\)](#).

**Figure 1.** Geographical location of the study area, *Abies religiosa* forest in the Magdalena River basin. Adapted from [Castillo-Argüero et al. \(2014\)](#).

Las esporas de HMA se observaron en un Microscopio con Contraste de Interferencia de Nomarski Olympus BX41. La determinación de las especies se realizó considerando descripciones especializadas de las especies de los diferentes géneros y la información del International Culture Collection of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM), disponible en la página web de INVAM ([INVAM 2022](#)) y la página web del Profesor Janusz Blaszowski ([Blaszowski 2003](#)). El arreglo y nomenclatura taxonómico de las especies se realizó con base en la clasificación propuesta por [Schüßler et al. \(2001\)](#), [Schüßler y Walker \(2010\)](#) y [Redecker et al. \(2013\)](#). Se excluyeron sinonimias en los nombres científicos de los HMA a través de la página de Index Fungorum ([Index Fungorum 2023](#)).

### Medición de variables abióticas

En cada parcela, se registraron los parámetros de incidencia de luz y apertura del dosel mediante el análisis de fotografías hemisféricas en el programa Gap Light Analyzer GLA, 2.0.(EX SIGMA 4.5 1:28 DC HSM), en la temporada lluviosa y seca de cada año. Se midió la temperatura a través de HOBOs Data Logger (modelo 2016 easy LogUSB- ONSET, Massachusetts, EUA); la humedad del suelo mediante el método gravimétrico de [Reynolds \(1970\)](#).

Se determinaron las propiedades químicas del suelo tanto durante la temporada lluviosa y la temporada seca. El pH se midió utilizando una relación de suelo y agua de 1:2, el contenido de materia orgánica se determinó mediante digestión húmeda utilizando el método de Walkley-Black, la concentración de fósforo (P) inorgánico disponible se midió mediante una extracción de  $\text{NaHCO}_3$  0.5 M (pH 8.5) con determinación colorimétrica, y el porcentaje de nitrógeno total (N) se determinó mediante una digestión húmeda con una mezcla de ácido sulfúrico y destilación Kjeldahl por arrastre de vapor, seguida de titulación con ácido sulfúrico 0.05 N (NOM-021-SEMARNAT-2000 ([México 2002](#))).

### Análisis estadísticos

Los análisis se realizaron en el software de R Studio versión 4.1.0 ([R Studio Team 2021](#)). Con el objetivo de comparar a las comunidades de HMA, se calculó el índice de similitud de Jaccard para los tres años muestreados mediante el uso de la librería

“Vegan”. Además, se generó un diagrama de Venn utilizando la librería “VennDiagramm”, para conocer el número de especies compartidas entre los 3 años y determinar el número de especies exclusivas para cada año de muestreo. Para determinar si existe un patrón de agrupamiento de las especies de HMA registradas en los tres años, tanto en la temporada lluviosa como en la temporada seca, se realizó un análisis de dos vías con datos de presencia-ausencia de las especies. Es importante aclarar que se utilizaron únicamente datos de presencia-ausencia para evitar sobreestimación o subestimación del número de esporas encontrados en los diferentes muestreos. Finalmente, para analizar la influencia de algunas variables abióticas edáficas en la composición de especies de HMA, se realizó un análisis de correspondencia canónica (Canonical Correspondence Analysis, CCA) con 998 permutaciones ([McCune y Mefford 1999](#)).

### Resultados

En el suelo del bosque de *Abies religiosa* de la CRM, se registraron 46 morfoespecies, de las cuales, 38 son especies confirmadas de HMA. Estas especies se agruparon en 15 géneros y 6 familias. El género con la mayor cantidad de especies registradas fue *Acaulospora*, seguido de *Glomus* y *Ambispora*. Por otro lado, los géneros con menor presencia fueron *Claroideoglomus*, *Diversispora*, *Entrophospora*, *Sacculospora*, *Septoglomus*, *Sieverdingia*, *Scutellospora* y *Sclerocystis*. En el año 2015, se encontraron 26 especies, en el año 2017 se identificaron 23 especies y en el 2019 se registraron 27 especies de HMA.

Se observó la presencia constante de seis especies generalistas a lo largo de los tres años de muestreo (2015, 2017 y 2019), tanto en la temporada lluviosa como en la temporada seca. Estas especies son: *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Funnelformis geosporum*, *Funnelformis mosseae* y *Rhizophagus fasciculatus* ([Fig. 2; Tabla 1](#)).

Se identificaron especies que se restringieron a un solo año de muestreo, por lo que se consideraron exclusivas de ese año en particular. En el año 2015, se encontraron las siguientes especies exclusivas: *Acaulospora* aff. *mellea*, *Acaulospora* sp. 1, *Acaulospora* sp. 3, *Acaulospora* sp. 4, *Ambispora fennica*, *Ambispora* aff. *reticulata*, *Acaulospora* aff. *undulata*, *Diversispora eburnean*, *Funnelformis* cf. *geosporum*, *Glomus* aff. *clarum*, *Glomus* sp. 2,

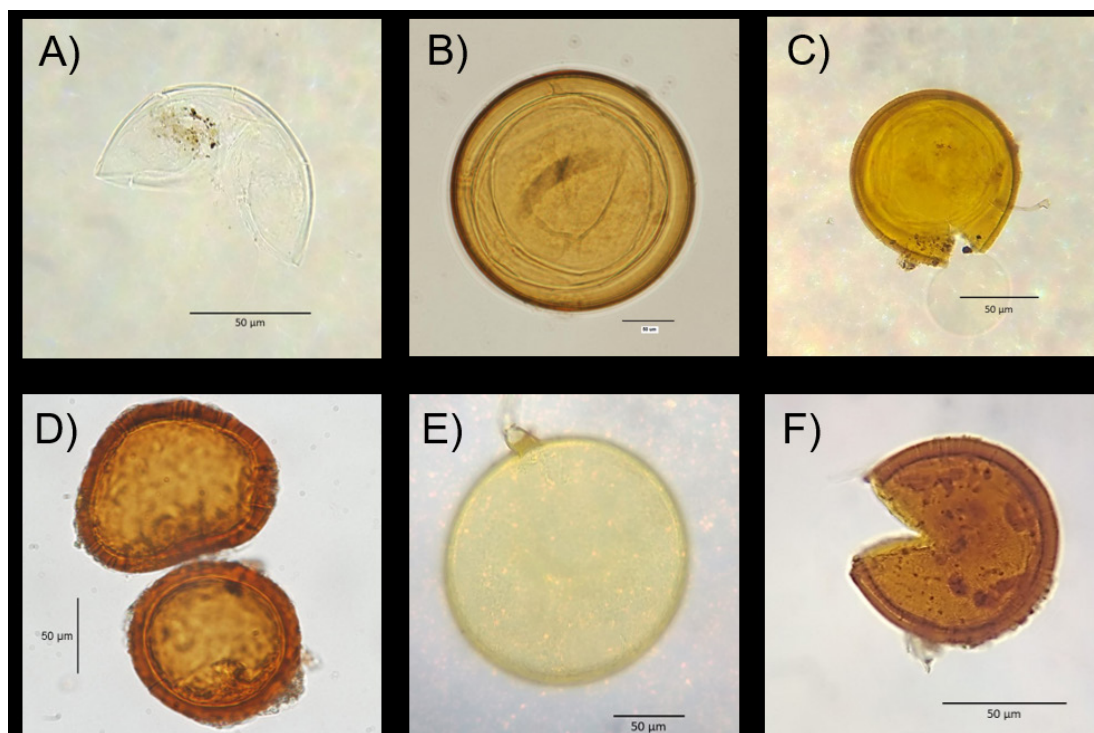
**Tabla 1.** Comparación de las especies de hongos micorrizógenos arbusculares registradas en los años 2015, 2017 y 2019 muestreados en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, CDMX.

**Table 1.** Comparison of the species of arbuscular mycorrhizal fungi recorded in the years 2015, 2017 and 2019 sampled in the *Abies religiosa* forest of the Magdalena river basin, CDMX.

| Especies  | Año 2015  | Año 2017  | Año 2019  |
|---|-----------|-----------|-----------|
| <i>Acaulospora alpina</i> Oehl, Sýkorová & Sieverd  |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora colombiana</i> (Spain & N.C. Schenck) Kaonongbua, J.B. Morton & Bever                                  |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora delicata</i> C. Walker, C.M. Pfeiff. & Bloss   | X         | X         | X         |
| <i>Acaulospora excavata</i> Ingleby & C. Walker   |           |           | X         |
| <i>Acaulospora laevis</i> Gerd. & Trappe  | X         | X         | X         |
| <i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck  | X         | X         | X         |
| <i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck   |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora rehmsii</i> Sieverd. & S. Toro   |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe  | X         |           | X         |
| <i>Acaulospora spinosa</i> C. Walker & Trappe   |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora</i> aff. <i>ignota</i>   |           |           | X         |
| <i>Acaulospora</i> aff. <i>mellea</i>   | X         |           |           |
| <i>Acaulospora</i> aff. <i>spinosisima</i>  | X         | X         | X         |
| <i>Acaulospora</i> aff. <i>tortuosa</i>   |           | X         |           |
| <i>Acaulospora</i> sp. 1  | X         |           |           |
| <i>Acaulospora</i> sp. 2  | X         | X         |           |
| <i>Acaulospora</i> sp. 3  | X         |           |           |
| <i>Acaulospora</i> sp. 4  | X         |           |           |
| <i>Ambispora appendicula</i> C. Walker  |           | X         | X         |
| <i>Ambispora fennica</i> C. Walker, Vestberg & Schuessler   | X         |           |           |
| <i>Ambispora gerdemannii</i> C. Walker, Vestberg & Schuessler   |           | X         | X         |
| <i>Ambispora</i> aff. <i>reticulata</i>   | X         |           |           |
| <i>Archaeospora trappei</i> J.B. Morton & D. Redecker   |           | X         | X         |
| <i>Acaulospora</i> aff. <i>tortuosa</i>   | X         |           |           |
| <i>Claroideoglossum claroideum</i> C. Walker & Schuessler   | X         | X         |           |
| <i>Diversispora eburnea</i> C. Walker & Schuessler  | X         |           |           |
| <i>Entrophospora infrequens</i> R.N. Ames & R.W. Schneid  |           |           | X         |
| <i>Funneliformis geosporus</i> C. Walker & Schuessler   | X         | X         | X         |
| <i>Funneliformis mosseae</i> C. Walker & Schuessler   | X         | X         | X         |
| <i>Funneliformis</i> cf. <i>geosporus</i>   | X         |           |           |
| <i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd  |           | X         | X         |
| <i>Glomus spinuliferum</i> Sieverd. & Oehl  |           | X         | X         |
| <i>Glomus</i> sp. 1   | X         |           | X         |
| <i>Glomus</i> sp. 2   | X         |           |           |
| <i>Rhizophagus aggregatus</i> C. Walker   |           |           | X         |
| <i>Rhizophagus</i> aff. <i>clarus</i>   | X         |           |           |
| <i>Rhizophagus clarus</i> C. Walker & Schuessler  |           | X         | X         |
| <i>Rhizophagus fasciculatus</i> C. Walker & Schuessler  | X         | X         | X         |
| <i>Rhizophagus microaggregatum</i> Sieverd., G.A. Silva & Oehl  |           |           | X         |
| <i>Rhizophagus</i> sp. 1  |           | X         |           |
| <i>Sacculospora báltica</i> (Blažek., Madej & Tadych) Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, B.T. Goto, G.A. Silva & Sieverd. |           | X         | X         |
| <i>Septoglomus</i> aff. <i>altomontanum</i>   |           |           | X         |
| <i>Scutellospora</i> cf. <i>calospora</i> C. Walker & F.E. Sanders  | X         |           |           |
| <i>Sieverdingia tortuosa</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Blažek., Niezgoda & B.T. Goto                                  | X         |           |           |
| <i>Scutellospora</i> sp.1   | X         |           |           |
| <i>Sclerocystis</i> cf. <i>sinuosa</i>  | X         |           |           |
| <b>Total de especies= 46</b>  | <b>26</b> | <b>23</b> | <b>27</b> |

\*Celdas en color gris oscuro= especies presentes en los tres años de muestreo, celdas en color gris claro= especies presentes en solo año de muestreo.





**Figura 2.** Se presentan las seis especies de hongos micorrizógenos arbusculares que estuvieron presentes durante los tres años de muestreo (2015, 2017 y 2029) en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena. Dónde: A) *Acaulospora delicata*, B) *Acaulospora laevis*, C) *Acaulospora mellea*, D) *Funneliformis geosporum*, E) *Funneliformis mosseae* y F) *Rhizophagus fasciculatus*. Fotografías tomadas por Hernández-Cuevas.

**Figure 2.** The six species of arbuscular mycorrhizal fungi present in the *Abies religiosa* forest of the Magdalena River basin during the three years of sampling (2015, 2017 and 2029) are shown. Where: A) *Acaulospora delicata*, B) *Acaulospora laevis*, C) *Acaulospora mellea*, D) *Funneliformis geosporum*, E) *Funneliformis mosseae* and F) *Rhizophagus fasciculatus*. Photographs by Hernández-Cuevas.

*Scutellospora* cf. *calospora*, *Sieverdingia tortuosa*, *Scutellospora* sp. 1, y *Sclerocystis* cf. *sinuosa*. Durante el año 2017, las especies exclusivas fueron *Acaulospora* aff. *tortuosa* y *Rhizophagus* sp. 1. Mientras que, en el año 2019 se registraron como exclusivas *Acaulospora excavata*, *Acaulospora* aff. *ignota*, *Entrophospora infrequens*, *Rhizophagus aggregatus*, *Rhizophagus microaggregatum* y *Septoglomus* aff. *altomontanum* (Tabla 1).

#### Similitud de especies

De acuerdo con el índice de Jaccard, se observó que los tres muestreos comparten el 19.5 % especies, que incluyen *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Acaulospora morrowiae*, *Acaulospora spinosa*, *Archaeospora trappei*, *Funneliformis geosporum*, *Funneliformis mosseae* y *Rhizophagus fasciculatus*. El año 2015 compartió 11 especies con el año 2017, y 11 especies con el año 2019, excluyendo a las seis especies que tienen en común los tres muestreos.

Por otro lado, en el año 2017 se encontraron 19 especies compartidas con el año 2019. Entre ellas, se destacan diez especies exclusivas de estos dos años, las cuales son: *Acaulospora alpina*, *Acaulospora colombiana*, *Acaulospora rehmi*, *Acaulospora* aff. *spinossissima*, *Ambispora appendicula*, *Ambispora gerdemannii*, *Glomus glomerulatum*, *Glomus spinuliferum*, *Rhizophagus clarus* y *Sacculospora baltica* (Fig. 3).

#### Composición de HMA entre temporadas

Para el año 2015, se observaron 24 especies de HMA en la temporada lluviosa y 17 en la temporada seca. En el 2017 se registraron 17 especies durante la temporada lluviosa y 13 en la temporada seca. Por otro lado, para el 2019 se observaron 16 especies de HMA en la temporada lluviosa y 22 en la seca.

Mediante el clúster de dos vías se identificaron seis grupos con una línea de corte al 50 %. En el año 2015 se formaron 2

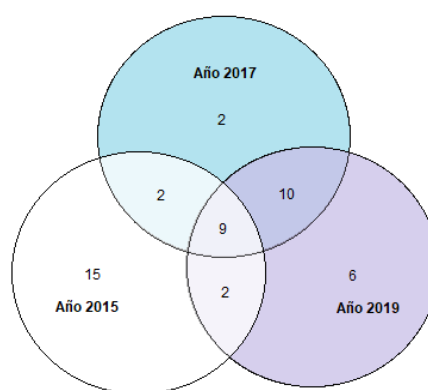
grupos, uno correspondiente a la temporada de lluvias y otro a la de secas. Donde *Glomus* sp. 1 fue exclusiva de la temporada de secas, mientras que *Acaulospora spinosa*, *Acaulospora morrowiae*, *Acaulospora* sp. 4, *Funneliformis geosporum*, *Funneliformis* cf. *geosporum*, *Rhizophagus* aff. *clarus*, *Glomus* sp. 2, *Rhizophagus fasciculatus*, *Scutellospora* cf. *calospora*, *Scutellospora* sp.1, *Sclerocystis* cf. *sinuosa* y *Sieverdingia tortuosa* fueron exclusivas de la temporada de lluvia.

A pesar de que, en los años 2017 y 2019, la formación de los grupos no presentó un patrón en cuanto a la temporalidad, las especies exclusivas para cada temporada fueron determinantes para la formación de los grupos en el clúster de dos vías (Fig. 4).

#### Relación de los factores abióticos con la composición de HMA

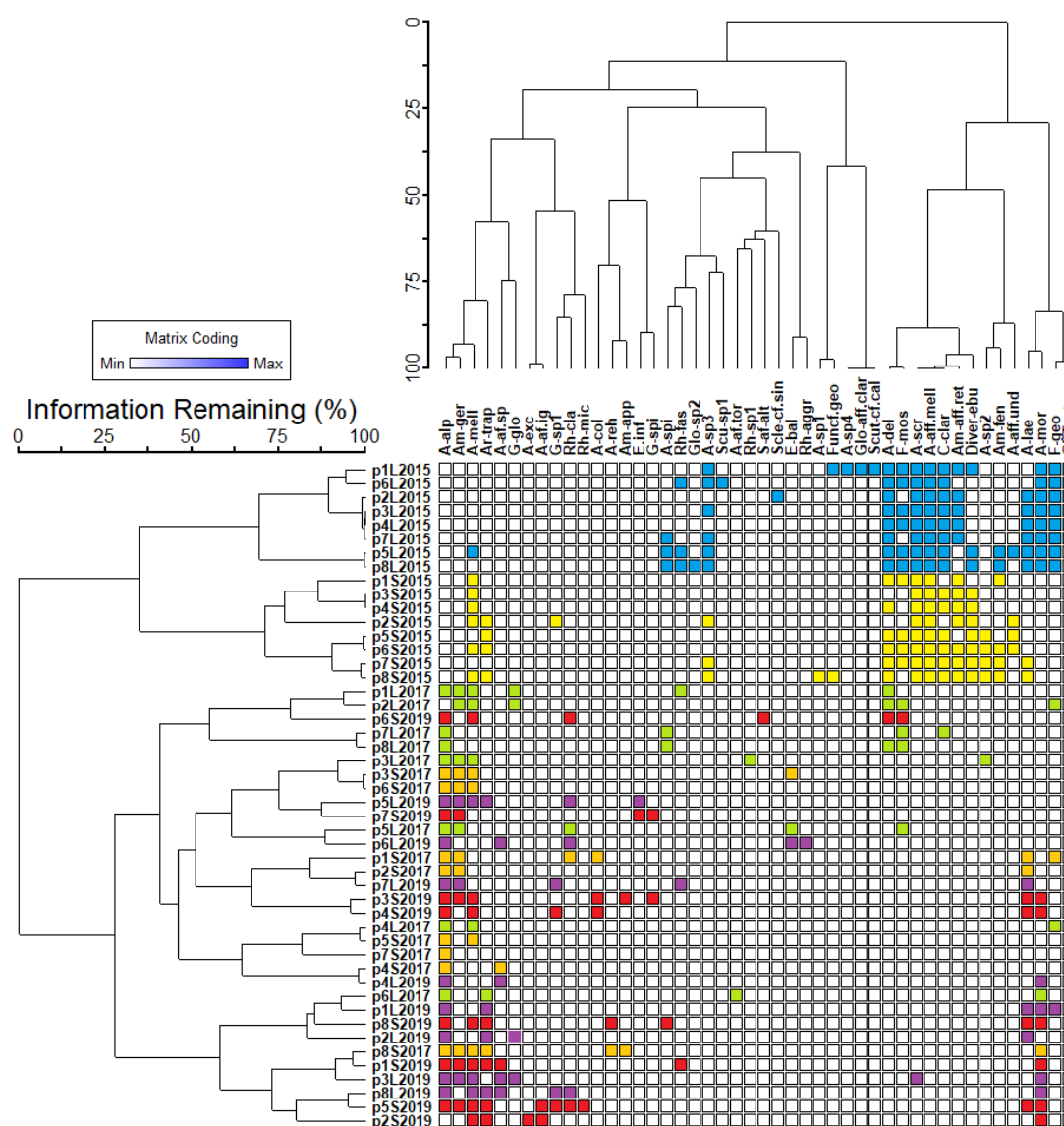
El análisis de correspondencia canónica reveló que el 48 % de la varianza en la composición de especies de HMA puede ser explicado. Además, la prueba de permutación ( $n=998$ ;  $Pseudo F=0.008$ ,  $p=0.001$ ) indicó que con un 87 % de confianza existe una relación lineal entre la composición de especies de HMA con algunas propiedades del suelo. Se encontró que la temperatura, el pH, el porcentaje de materia orgánica y el nitrógeno total son variables que influyen la composición de las especies de HMA. Es posible observar una separación entre las especies que se presentan en la temporada seca versus la temporada lluviosa (Fig. 5).

Las parcelas en el año 2015 se caracterizaron por tener las temperaturas más cálidas, valores de humedad del suelo y P disponibles altos, lo cual se reflejó en una composición particular de especies de HMA. Las parcelas en el año 2017 se distinguieron por tener temperaturas más frías y menor humedad en el suelo, mientras que, en el año 2019, estas parcelas, presentaron un alto contenido de materia orgánica en el suelo (Tabla 2).



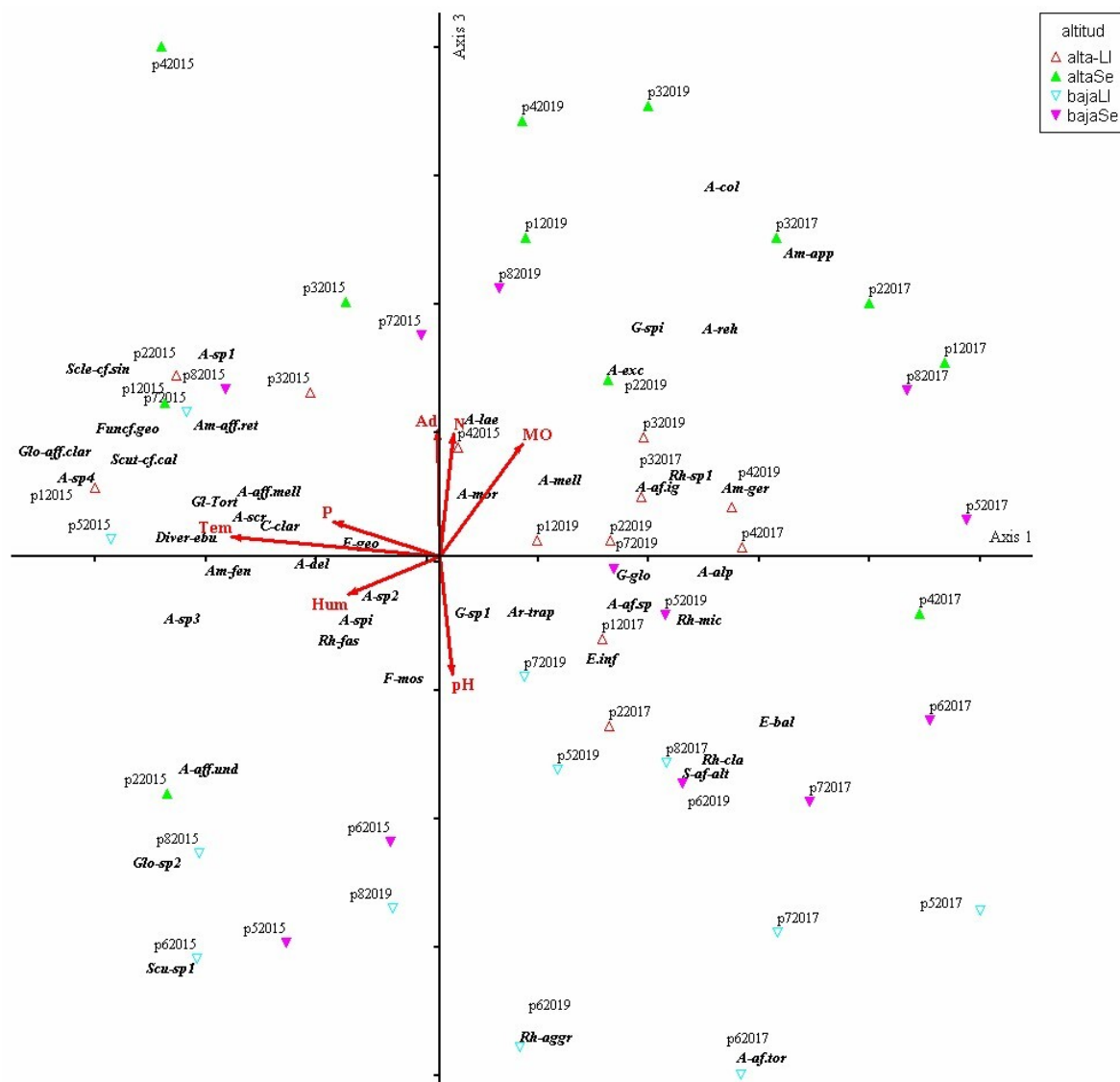
**Figura 3.** Se presenta el diagrama de Venn que muestra el número de especies de HMA compartidas y exclusivas de los años muestreados (2015, 2017 y 2019) en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, CDMX.

**Figure 3.** The Venn diagram shows the number of shared and exclusive AMF species from the sample years (2015, 2017 and 2019) in the *Abies religiosa* forest of the Magdalena river basin, Mexico City.



**Figura 4.** Clúster de dos vías para las especies de HMA presentes durante los años 2015, 2017 y 2019, tanto en la temporada de lluvias como en la temporada de secas, del bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena. Lluvias 2015: azul, Secas 2015: amarillo; Lluvias 2017: Verde, Secas 2017: naranja; Lluvias 2019: morado, Secas 2019: rojo. Donde: p= parcela, temporada: lluvias (L), secas (S), año.

**Figure 4.** Two-way cluster analysis for AMF species presents during the years 2015, 2017, and 2019, in both the rainy and dry seasons, in the *Abies religiosa* forest of the Magdalena River basin. Rainy 2015: blue, Dry 2015: yellow; Rainy 2017: green, Dry 2017: orange; Rainy 2019: purple, Dry 2019: red. Where: p= plot, season: rainy (L), dry (S), year.



**Figura 5.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Los intervalos altitudinales y la temporalidad se representan con triángulos de colores. Rojo= Intervalo alto de lluvias, Verde= Intervalo alto en secas, Turquesa= Intervalo bajo en lluvias, Rosa= Intervalo bajo en secas. Dónde: Tem= temperatura, Ad= apertura del dosel, MO= materia orgánica, Hum= humedad relativa, N= nitrógeno total, P= fósforo. Eigenvalor 1= 0.48, Eigenvalor 3= 0.17.

**Figure 5.** Canonical Correspondence Analysis (CCA). Altitudinal range and seasonality are represented by coloured triangles. Red = high wet season range, green = high dry season range, turquoise = low wet season range, pink = low dry season range. Where: Tem = temperature, Canopy = canopy openness, OM = organic matter, Hum = relative humidity, N = total nitrogen, P = phosphorus. Eigenvalue 1 = 0.48, Eigenvalue 3 = 0.17".

**Tabla 2.** Promedio  $\pm$  d.s. de los factores abióticos registrados en los años 2015, 2017 y 2019, en ambas temporadas, en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, CDMX.

**Table 2.** Mean  $\pm$  s.d. of the abiotic factors registered in the years 2015, 2017 and 2019, in both seasons, in the *Abies religiosa* forest of the Magdalena river basin, CDMX.

| Año  | Temporada | MO (%)      | N total (ppm) | P disp. (ppm) | Temp. (°C)  | Hum. (%)    | Ad (%)      | pH          |
|------|-----------|-------------|---------------|---------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 2015 | LI        | 19.86±4.18  | 0.70± 0.13    | 9.14± 3.18    | 15.52± 1.33 | 42.83± 2.66 | 15.87± 6.33 | 5.85± 8.46  |
|      | S         | 19.91±9.96  | 0.63± 0.19    | 9.08± 1.70    | 14.98± 1.49 | 41.42± 2.68 | 11.23± 7.38 | 5.68± 9.08  |
| 2017 | LI        | 27.59±4.58  | 0.78± 0.14    | 6.0± 1.04     | 8.01± 1.38  | 45.58± 4.10 | 10.03± 3.22 | 5.78± 2.67  |
|      | S         | 20.96± 3.31 | 0.62± 0.09    | 5.11± 2.08    | 12.10± 0.35 | 29.78± 4.34 | 19.08± 9.71 | 5.89± 10.51 |
| 2019 | LI        | 23.73± 4.04 | 0.74± 0.13    | 7.57± 2.08    | 11.77± 1.30 | 44.21± 2.87 | 12.95± 3.79 | 5.81± 3.60  |
|      | S         | 20.44±5.98  | 0.63± 0.12    | 7.10±1.55     | 13.54± 0.74 | 35.60± 3.41 | 15.16± 6.80 | 5.78± 7.85  |

Dónde: LI= Lluvias, S= Secas, MO= materia orgánica, N= nitrógeno total, P dis= fósforo disponible Temp.= Temperatura en grados centígrados, Hum.= humedad relativa, Ad= apertura del dosel.

## Discusión

La riqueza aislada de hongos micorrizógenos arbusculares representó aproximadamente el 20 % de todas las especies reportadas a nivel mundial. Esto puede explicarse porque reportamos especies de las familias Acaulosporaceae y Glomeraceae, que, de acuerdo con Turrini y Giovanetti (2012), albergan el mayor número de especies conocidas de HMA a nivel mundial. Además, esta riqueza abarcó el 90 % de las especies registradas para los bosques templados de México. Teniendo en cuenta que la cantidad de estudios realizados en este ecosistema, es plausible inferir qué ciertas especies muestran preferencias por las características edáficas propias de los bosques templados. En el año 2015 se registraron 26 especies presentes, para el 2017 se encontraron 23 especies y en 2019 se identificaron 27 especies. A pesar de que el número de especies fue similar entre estos años, se observaron diferencias en la composición de HMA entre los años de muestreo lo cual confirma nuestra hipótesis.

En los bosques templados, con su diversidad vegetal, propiedades edáficas y climas especiales, se encuentran hongos micorrizógenos arbusculares que toleran altos contenidos de materia orgánica, pH ácido y bajas temperaturas, como la familia Acaulosporaceae (Polo-Marcial et al. 2021). El género predominante en el estudio fue *Acaulospora*, el cual se considera característico de los bosques templados (Polo-Marcial et al. 2021). Este género representó un 39.1 % de todas las especies observadas en el estudio. De acuerdo con Chagnon et al. (2013, 2015), los géneros pertenecientes a la familia Acaulosporaceae presentan una estrategia de historia de vida tipo S, lo que significa que son capaces de tolerar condiciones de estrés elevado y perturbaciones bajas. Estos hongos tienen una estrategia de conservación de recursos, lo que se refleja en su larga duración tanto en la biomasa extrarradical como intrarradical. Es frecuente encontrar al género *Acaulospora* en sitios con pH ácido (Chagnon et al. 2013). La presencia de *Acaulospora* en los bosques templados mexicanos sugiere que desempeña un papel crucial en los procesos del suelo.

Es notable la ausencia de especies pertenecientes al género *Glomus* en este estudio. Este género ha sido clasificado con una estrategia R, es decir que se presenta en condiciones de bajo estrés y alto disturbio. En diferentes estudios, *Glomus* se ha considerado como un género generalista, asociado principalmente con sitios donde se practica el arado (Hart y Reader 2002). La ausencia de especies del género *Glomus* en los muestreos puede estar relacionada con las características específicas del área de estudio. Santibáñez-Andrade et al. (2015), reportaron que el bosque de *Abies religiosa* de la CRM presenta bajos niveles de disturbio antrópico. Por lo tanto, la presencia limitada de especies del género *Glomus* en este ecosistema puede explicarse por los altos contenidos de MO (superiores a 18%), alta humedad del suelo e incluso la ausencia de plantas hospederas que favorecen la simbiosis con este género, por ejemplo, especies de planta ruderales (López-García et al. 2017; Rodríguez y Rodríguez 2020).

El monitoreo de la composición de los HMA permite identificar a las especies presentes a lo largo del tiempo, así como aquellas exclusivas de ciertos años. Durante los tres muestreos realizados en 2015, 2017 y 2019, se observó la presencia constante de especies como *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Funneliformis geosporum*, *Funneliformis mosseae* y *Rhizophagus fasciculatus*, tanto en la temporada seca como en la temporada lluviosa. Estos hallazgos sugieren que estas especies son generalistas y capaces de tolerar cambios en las condiciones ambientales a lo largo del suelo.

Las especies propuestas tienen características biológicas y ecológicas que las hacen adecuadas para su uso potencial en la restauración de sitios degradados. Por ejemplo, se ha observado que *Acaulospora mellea* tiene una alta capacidad para establecerse en suelos contaminados por metales pesados, como el cobre. Así mismo, esta especie puede mejorar la nutrición mi-

neral de las plantas hospederas con las que se asocia (Wang et al. 2007). La especie *Funneliformis geosporum* promueve el desarrollo de las plantas, aumentando su altura y área foliar (Almaraz-Suárez et al. 2021). Esto sugiere que la incorporación de esta especie en un inóculo nativo puede beneficiar a las comunidades vegetales locales al favorecer el crecimiento y desarrollo de las plantas presentes. *Funneliformis mosseae* ha desarrollado adaptaciones que le permiten enfrentar disturbios frecuentes en el suelo (Sykorová et al. 2007). Esta capacidad de tolerancia a los disturbios sugiere que esta especie podría desempeñar un papel importante en la restauración de áreas degradadas donde los disturbios del suelo son comunes. La presencia de una misma especie durante el tiempo depende de diferentes factores, las características fenológicas de cada especie podrían determinar su esporulación, así como la capacidad de estas para permanecer viables y volver a colonizar una planta hospedera.

Se ha demostrado que la implementación de inoculantes con HMA nativos es más efectiva (Requena et al. 2001; Quiñones-Aguilar et al. 2019). En este caso los HMA de la CRM están adaptados a las condiciones particulares del bosque y su implementación puede favorecer el establecimiento de las plantas de interés. Históricamente, la reforestación ha tenido un enfoque central en los programas de restauración ecológica de estos bosques, sin embargo, se ha descuidado la importancia de los microorganismos edáficos en la calidad del suelo y en la supervivencia, establecimiento y reproducción de las especies forestales (Castillo-Argüero et al. 2014). En la cuenca del río Magdalena, CDMX, se han llevado a cabo esfuerzos de reforestación que no consideran las interacciones bióticas del suelo en las comunidades vegetales, y es probable que esta práctica se haya replicado en diferentes partes del mundo.

De acuerdo con Castillo-Argüero et al. (2014), los individuos de especies como *Pinus* spp., *Abies religiosa* y *Quercus rugosa* que establecen asociación con los HMA tienen una mayor supervivencia y crecimiento en comparación con aquellos que no presentan esta asociación micorrízica. Por lo tanto, sería valioso considerar el uso de HMA para aumentar la supervivencia de las plántulas y juveniles de especies vegetales, asegurando así su supervivencia y éxito en la restauración de los bosques templados.

De igual manera, se pudo observar la presencia de especies exclusivas en cada año e incluso en cada temporada. Esta variación puede deberse a su sensibilidad ante cambios en las condiciones edáficas, como la humedad y disponibilidad de nutrientes, así como a su propio patrón fenológico de esporulación (Öpik et al. 2010; Ignacio-Ruiz et al. 2014). Durante los años 2017 y 2019, se encontraron las especies *Acaulospora alpina* y *Ambispora gerdemannii* presentes en ambas temporadas. En estos años, se registró un mayor contenido de materia orgánica en el suelo, lo que pudo favorecer la presencia de estas especies. Por otro lado, en el año 2015 se identificó el mayor número de especies exclusivas (Tabla 1), lo cual podría atribuirse a las temperaturas más cálidas y mayores valores de humedad del suelo registrados durante ese año, condiciones propicias para la presencia de especies de HMA.

La composición de los HMA fue influenciada por la temporalidad (lluvias y secas), mostrando patrones distintos en cada año. En el año 2015, se observó la formación de dos grupos claramente diferenciados, los cuales estaban asociados a cambios en la temperatura y la humedad propios de la estacionalidad. Sin embargo, en los años 2017 y 2019, no se encontró una relación evidente entre la composición de los HMA y estos factores climáticos, lo que sugiere que otros factores edáficos podrían estar desempeñando un papel en los cambios observados (Ignacio-Ruiz et al. 2014).

De acuerdo con el CCA factores abióticos como la temperatura, el pH, el porcentaje de materia orgánica y el contenido de nitrógeno total son determinantes en los cambios en la composición de las especies de HMA a lo largo del año. Estos factores pueden verse afectados por las variaciones estacio-



nales propias del ecosistema, lo que permite la existencia de diferentes comunidades de HMA en distintas épocas. Por ejemplo, se registró una disminución en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo durante la temporada seca. La reducción en la disponibilidad de nitrógeno en la temporada seca pudo haber favorecido la presencia de ciertas especies de HMA adaptadas a condiciones de baja disponibilidad de este nutriente. Esto indica la importancia de considerar la dinámica estacional de los factores edáficos.

Las variaciones en la composición de las especies de HMA a lo largo de los años y las temporadas reflejan la respuesta de estos microorganismos a las condiciones ambientales cambiantes. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar la variabilidad temporal y espacial de los HMA al diseñar estrategias de restauración y conservación de los bosques templados. Asimismo, sugieren la necesidad de realizar un monitoreo continuo a largo plazo para comprender mejor los factores que influyen en la presencia y distribución de las especies de HMA y su papel en los procesos ecológicos del suelo. De esta manera, se podrán desarrollar estrategias más efectivas y adaptadas a las condiciones específicas de cada sitio, maximizando así los beneficios de los HMA en la restauración y mantenimiento de la salud de los ecosistemas forestales.

## Conclusiones

A lo largo de los años de muestreo, encontramos una similitud en el número de especies detectadas. Sin embargo, destacamos una marcada variación en la composición de las especies de HMA.

Los cambios temporales en factores abióticos como la temperatura, el pH, el porcentaje de materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes, en particular el nitrógeno, están asociados con cambios significativos en la composición de especies de HMA. La temporada lluviosa presentó un mayor número de especies de HMA para los años 2015 y 2017, pero no para el 2019.

El estudio a largo plazo de la composición de los hongos micorrizógenos arbusculares nos ha proporcionado información valiosa sobre las especies que persisten a lo largo del tiempo y que podrían tener un uso potencial en la producción de inóculos nativos como, por ejemplo, *Acaulospora delicata*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Funnelformis geosporum*, *Funnelformis mosseae* y *Rhizophagus fasciculatus*. Estas especies han demostrado ser más resistentes a los cambios ambientales locales, lo que las convierte en candidatas prometedoras para la reforestación en este bosque templado.

## Contribución de autores

Ariadna Peralta, Yasmin Vázquez, Silvia Castillo: Conceptualización, Investigación, Metodología, Visualización; Ariadna Peralta: Curaduría de datos, Análisis de datos, Redacción - borrador original; Laura Hernández: Metodología, Visualización.

## Financiamiento

Esta investigación no recibió ninguna subvención específica de agencias de financiación en el público, comercial o sectores sin fines de lucro.

## Agradecimientos

A la Dra. Sánchez-Gallen Irene por el soporte técnico, préstamo de equipo especializado para el procesamiento y aislamiento de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares.

## Referencias

- Almaraz-Suárez, J.J., González-Mancilla, A., Ferrera-Cerrato, R., del Pilar Rodríguez-Guzmán, M., Taboada-Gaytán, O.R., Hernández-Cuevas, L.V., Trinidad-Santos, A. 2021. Hongos micorrizos arbusculares en la rizósfera de plantas nativas y su efecto en el crecimiento de chile poblano. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 44(4), 571-571. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.4.571>
- Barea, J.M., Ferrol N., Azcón-Aguilar C., Azcón R. 2008. Mycorrhizal symbioses. En: White, P.J., Hammond, J.P. (Eds.). *The ecophysiology of plant-phosphorus interactions*. Springer, Dordrecht, Netherlands. Pp. 143-163. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8435-5\\_7](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8435-5_7).
- Blaszkowski, J. 2003. *Arbuscular Mycorrhizal Fungi (Glomeromycota). Endogone and Complexipes Species Deposited in the Department of Plant Pathology*, University of Agriculture in Szczecin, Poland. Disponible en: <http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/>
- Brundrett, M.C., Abbott L.K. 1996. Mycorrhizal fungus propagules in the Jarrah Forest: II. spatial variability in inoculum levels. *New Phytologist*, 131(4), 461-469. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1995.tb03083.x>
- Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Barajas-Guzmán, G. 2014. Establecimiento de tres especies arbóreas en la cuenca del río Magdalena, México. *Botanical Sciences*, 92(2), 309-317.
- Chagnon, P.L., Bradley, R.L., Maherali, H., Klironomos, J.N. 2013. A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. *Trends in plant science*, 18(9), 484-491. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2013.05.001>
- Chagnon, P.L., Bradley, R.L., Klironomos, J.N. 2015. Trait-based partner selection drives mycorrhizal network assembly. *Oikos*, 124(12), 1609-1616. <https://doi.org/10.1111/oik.01987>
- Dumbrell, A.J., Nelson, M., Helgason, T., Dytham, C., Fitter, A.H. 2010. Relative roles of niche and neutral processes in structuring a soil microbial community. *ISME Journal*, 4, 337-345.
- Gai, J.P., Tian, H., Yang, F.Y., Christie, P., Li, X.L., Klironomos, J.N. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity along a Tibetan elevation gradient. *Pedobiologia*, 55(3), 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.12.004>
- Galeana-Pizaña, J.M., Corona-Romero, N., Ordóñez-Díaz, J.A.B. 2013. Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México. *Madera y bosques*, 19(1), 53-69. Recuperado a partir de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1405-04712013000100005&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712013000100005&lng=es&tlng=es)
- García, E. 1990. Climas, 1: 4000 000. IV.4.10 (A). *Atlas Nacional de México*. Vol. II. Instituto de Geografía, UNAM, Ciudad de México, México.
- Hart, M.M., Reader, R.J. 2002. Taxonomic basis for variation in the colonization strategy of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 153(2), 335-344. <https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00312.x>
- Hoeksema, J.D., Chaudhary, V.B., Gehring, C.A., Johnson, N.C., Karst, J., Koide, R.T., Umbanhowar, J. 2010. A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. *Ecology Letters*, 13(3), 394-407. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01430.x>
- Ignacio-Ruiz, N., Rangel-Villafranco, M., Cárdenas-Camargo, I. 2014. Estructura del bosque y propagación de dos especies de encinos con micorrizas en el Estado de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1, 138-146.
- Index Fungorum 2023. *Index Fungorum Search engine*. CABI. [Accesed November 20, 2023], Available at: <http://www.indexfungorum.org/names/names.asp>.
- INVAM 2022. Species diversity. The International Collection of Arbuscular (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi. The University of Kansas. Recuperado de: <https://invam.ku.edu/species-diversity>
- Koske, R.E., Tessier, B. 1983. A convenient, permanent slide mounting medium. *Mycological Society of America Newsletter*, 34, 59.
- Lekberg, Y., Gibbons, S.M., Rosendahl, S., Ramsey, P.W. 2013. Severe plant invasions can increase mycorrhizal fungal abundance and diversity. *ISME Journal*, 7, 1424-1433.
- Lennon, J.T., Jones, S.E. 2011. Microbial seed banks: the ecological and evolutionary implications of dormancy. *Nature reviews microbiology*, 9(2), 119-130. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2504>

- Leñero, L.A., Nava, M., Ramos, A., Espinosa, M., de-Jesús-Ordoñez, M., Jujnovsky, J. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta ecológica*, (84), 53-64.
- Looby, C.I., Maltz, M.R., Treseder, K.K. 2016. Belowground responses to elevation in a changing cloud forest. *Ecology and evolution*, 6(7), 1996-2009.
- López-García, Á., Varela-Cervero, S., Vasar, M., Öpik, M., Barea, J.M., Azcón-Aguilar, C. 2017. Plant traits determine the phylogenetic structure of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Molecular Ecology*, 26(24), 6948-6959. <https://doi.org/10.1111/mec.14403>
- Lugo, M.A., Ferrero, M., Menoyo, E., Estévez, M.C., Siñeriz, F., Antón, A. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi and rhizospheric bacteria diversity along an altitudinal gradient in South American Puna grassland. *Microbial ecology*, 55(4), 705-713.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. PC-ORD for Windows: multivariate analysis of ecological data. Version 7.07. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Montaño, N.M., Alarcón, A., Camargo-Ricalde, S.L., Hernández-Cuevas, L.V., Álvarez-Sánchez, J., González-Chávez, M.C., Gavito E., et al. 2012. Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. *Symbiosis*, 57, 111-126. <http://doi.org/10.1007/s13199-012-0184-0>
- México 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT. 2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. 2002. *Diario Oficial*, 83 pp.
- Oehl, F., Sieverding, E., Ineichen, K., Maeder, P., Wiemken, A., Boller, T. 2009. Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. *Agriculture, ecosystems and environment*, 134(3-4), 257-268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.008>
- Öpik, M., Vanatoa, A., Vanatoa, E., Moora, M., Davison, J., Kalwij, J. M., Zobel, M et al. 2010. The online database Maarj AM reveals global and ecosystemic distribution patterns in arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). *New Phytologist*, 188(1), 223-241. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03334.x>
- Polo-Marcial, M.H., Lara-Pérez, L.A., Goto, B.T., Margarito-Vista, X., Andrade-Torres, A. 2021. Glomeromycota in Mexico: a country with very high richness. *Sydowia*, 74, 33-63. <https://doi.org/10.12905/0380-sydowia74-2021-0033>
- Powell, J.R., Rilling, M.C. 2018. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. *New phytologist*, 220(4), 1059-1075. <https://doi.org/10.1111/nph.15119>
- Quiñones-Aguilar, E.E., Hernández-Cuevas, L.V., López-Pérez, L., Rincón-Enríquez, G. 2019. Efectividad de hongos micorrízicos arbusculares nativos de rizósfera de Agave como promotores de crecimiento de papaya. *Terra Latinoamericana*, 37(2), 163-174.
- R Studio Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Ramírez-Gómez, M., Pérez-Moncada, U., Serralde-Ordoñez, D., Peñaranda-Rolón, A., Roveda-Hoyos, G., Rodríguez, A. 2019. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi communities associated with cape gooseberry (*Physalis peruviana* L.) crops. *Agronomía Colombiana*, 37(3), 239-254.
- Redecker, D., Schüßler, A., Stockinger, H., Stürmer, S., Morton, J., Walker, C. 2013. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). *Mycorrhiza*, 23: 515-531. <https://doi.org/10.1007/s00572-013-0486-y>
- Requena, N., Perez-Solis, E., Azcón-Aguilar, C., Jeffries, P., Barea, J. 2001. Management in indigenous plantmicrobe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(2), 495-498. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.2.495-498.2001>
- Reynolds, S.G. 1970. The gravimetric method of soil moisture determination Part III An examination of factors influencing soil moisture variability. *Journal of Hydrology*, 11(3), 288-300.
- Rillig, M.C. 2004. Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecology Letters* 7(8): 740-754. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00620.x>
- Rodrigues, K.M., Rodrigues, B.F. 2020. Glomus. En: Amaresan N., Senthil Kumar M., Annapurna K., Kumar Krishna, Sankaranarayanan A. (Eds.). *Beneficial Microbes in Agro-Ecology* (pp. 561-569). Academic Press, Nápoles, Italy.
- Santibáñez-Andrade, G., Castillo-Argüero, S., Vega-Peña, E.V., Lindig-Cisneros, R., Zavala-Hurtado, J.A. 2015. Structural equation modeling as a tool to develop conservation strategies using environmental indicators: The case of the forests of the Magdalena river basin in Mexico City. *Ecological Indicators*, 54, 124-136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.022>
- Schüßler, A., Walker, C. 2010. *The Glomeromycota, a species list with new families and new genera*. The Royal Botanic Garden Kew, Botanische Staatssammlung Munich, and Oregon State University. [www.amf-phylogeny.com](http://www.amf-phylogeny.com).
- Schüßler, A., Schwarzott, D., Walker, C. 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research*, 105(12), 1413-1421. <https://doi.org/10.1017/S0953756201005196>
- Smith, S.E., Read, D.J. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press. Adelaide, Australia.
- Stürmer, S.L., Bever, J.D., Morton, J.B. 2018. Biogeography of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota): a phylogenetic perspective on species distribution patterns. *Mycorrhiza*, 28, 587-603. <https://doi.org/10.1007/s00572-018-0864-6>
- Sykorová, Z., Wiemken, A., Redecker, D. 2007. Cooccurring *Gentiana verna* and *Gentiana acaulis* and their neighboring plants in two Swiss upper montane meadows harbor distinct arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 5426-5434.
- Tedersoo, L., Bahram, M., Pölme, S., Kõljalg, U., Yorou, N.S., Wijesundera, R., Abarenkov, K. 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346(6213), 1256688.
- Turrini, A., Giovannetti, M. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in national parks, nature reserves and protected areas worldwide: a strategic perspective for their *in situ* conservation. *Mycorrhiza*, 22(2), 81-97. <https://doi.org/10.1007/s00572-011-0419-6>
- Vázquez-Santos, Y., Martínez-Orea, Y., Álvarez-Sánchez, J., Montaño, N.M., Camargo-Ricalde, S.L., Castillo-Argüero, S. 2021. Interaction of *Acaena elongata* L. with arbuscular mycorrhizal fungi under phosphorus limitation conditions in a temperate forest. *Phyton*, 90(2), 605. <https://doi.org/10.32604/phyton.2021.014208>
- Violi, H.A., Barrientos-Priego, A.F., Wright, S.F., Escamilla-Prado, E., Morton, J.B., Menge, J.A., Lovatt, C.J. 2008. Disturbance changes arbuscular mycorrhizal fungal phenology and soil glomalin concentrations but not fungal spore composition in montane rainforests in Veracruz and Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 254(2), 276-290.
- Wang, F.Y., Lin, X.G., Yin, R. 2007. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungus *Acaulospora mellea* decreases Cu phytoextraction by maize from Cu-contaminated soil. *Pedobiologia*, 51(2), 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.02.003>
- Wright, C.J., Coleman, D.C. 2000. Cross-site comparison of soil microbial biomass, soil nutrient status, and nematode trophic groups. *Pedobiologia*, 44(1), 2-23. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70024-4](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70024-4)