

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD IZTAPALAPA

**Influencia de cuatro especies del género *Mimosa* L.
(Leguminosae) en la diversidad y potencial de
inóculo de hongos micorrizógenos arbusculares
en un ecosistema semiárido de México**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

BIÓL. EDUARDO CHIMAL SÁNCHEZ

DIRECTOR: Dr. NOÉ MANUEL MONTAÑO ARIAS

ASESORAS: Dra. SARA LUCÍA CAMARGO RICALDE
Dra. ROSALVA GARCÍA SÁNCHEZ

Diciembre de 2015

**La Maestría en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I),
pertenece al Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACyT**

**Esta tesis se realizó conjuntamente en los laboratorios de Biosistemática de Leguminosas,
UAM-I, y de la Unidad de Investigación en Ecología Vegetal de zonas áridas y semiáridas,
Facultad de Estudios Superiores (FES) Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México,
bajo la tutoría de:**

Director de Tesis:

Dr. Noé Manuel Montaña Arias

Departamento de Biología, UAM-I

Asesoras:

Dra. Sara Lucía Camargo Ricalde

Departamento de Biología, UAM-I

Dra. Rosalva García Sánchez

Carrera de Biología, FES-Zaragoza, UNAM

Forma sugerida para citar esta tesis:

Chimal-Sánchez E. 2015. Influencia de cuatro especies del género *Mimosa* L. (Leguminosae) en la diversidad y potencial de inóculo de hongos micorrizógenos arbusculares en un ecosistema semiárido de México. Tesis de Maestría. Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa, México, Distrito Federal. (88 pp).

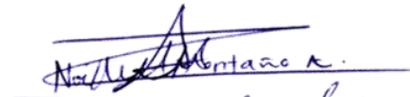
El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Iztapalapa, aprobó la tesis que presentó

Biól. Eduardo Chimal Sánchez

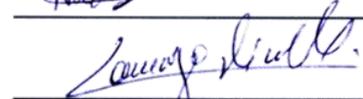
El día 15 de diciembre de 2015

Comité Tutorial y Sínodo

Director: Dr. Noé Manuel Montaña Arias



Asesora interna: Dra. Sara Lucía Camargo Ricalde



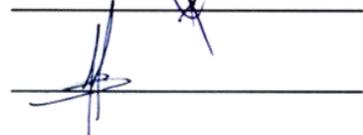
Asesora externa: Dra. Rosalva García Sánchez



Sinodal: M. en C. Laura Verónica Hernández Cuevas



Sinodal: Dr. Alejandro Alarcón



Dedicatoria:

A Felipa Sánchez Ángeles y Alberto Chimal Gómez
Gracias por todas sus enseñanzas y su solidaridad

A mis Herman@s y Sobrin@s por todo su apoyo y, en especial, a aquellos que de forma inconsciente me inculcaron que el esfuerzo siempre rinde frutos y que el estudio, día con día, va nutriendo la mente.

A todos mis amigos y amigas con los que he tenido amistad y he convivido en el trayecto de mi vida y con los cuales he compartido agradables momentos académicos y de distracción.

“El hogar es el aula de nuestra sabiduría original, pero la amistad es su prueba. Las variaciones, discrepancias o similitudes entre la familia y los amigos determinan las rutas contradictorias de nuestras vidas. Lo que no tenemos lo encontramos en l@s amig@s. En esto creo: la amistad”. **Carlos Fuentes**

Agradecimientos

Agradezco al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por la beca otorgada para realizar mis estudios de Maestría (**CVU/Becario 480251/283809**).

Agradezco a la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Maestría en Biología, por la formación académica y el apoyo técnico con laboratorios de docencia y cómputo.

Al Dr. Noé Manuel Montaña Arias, Director de Tesis, por todo el apoyo brindado en campo, en laboratorio y en sesiones de discusión del proyecto que sirvieron para la construcción, desarrollo y análisis de esta tesis. Asimismo, agradezco la confianza y disposición en todo momento, ya que sus múltiples comentarios, correcciones y análisis permitieron que visualizara de una forma más global el contexto de esta investigación y la forma idónea de comunicar los resultados.

A la Dra. Sara Lucía Camargo Ricalde, Tutora de Tesis, le agradezco su apoyo en esta investigación; sus comentarios, discusiones en las sesiones de proyecto y correcciones, todas en su momento oportunas, me ayudaron a ver desde una perspectiva diferente la forma de escribir un manuscrito científico, así como la importancia de las islas de recursos de *Mimosa* para los ecosistemas áridos y semiáridos de México.

A la Dra. Rosalva García Sánchez, Tutora de Tesis, le agradezco todo su compromiso y apoyo para la realización del proyecto de investigación, su confianza en todo momento para laborar en el invernadero y en el laboratorio de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, así como por las pláticas de donde salieron comentarios y sugerencias para afinar aspectos de la metodología de campo y de laboratorio, y el tiempo dedicado para la revisión de los manuscritos que contribuyeron a la calidad del informe final de ésta tesis.

A mis sinodales, M. en C. Laura Verónica Hernández Cuevas y Dr. Alejandro Alarcón, les agradezco la revisión, así como sus correcciones, comentarios y sugerencias que enriquecieron el contenido de esta tesis.

A la Dra. Beatriz Rendón Aguilar y Dra. Carmen de la Paz Pérez Olvera, miembros del Comité de la Maestría en Biología, UAM-I, les agradezco el tiempo destinado a las sesiones de presentación de los avances del proyecto de investigación; así como sus contribuciones y comentarios a la tesis.

A la M. en C. Laura Verónica Hernández Cuevas le agradezco todo el apoyo que me brindó para realizar mi estancia en el Laboratorio de Micorrizas, de la Universidad Autónoma de Tlaxcala. Por aquellas sesiones de laboratorio en las que se revisaron y discutieron aspectos taxonómicos de los hongos micorrizógenos arbusculares, ampliando mi conocimiento en estos microorganismos simbióticos, lo que fue esencial para evaluar adecuadamente su riqueza y diversidad en las especies de *Mimosa*.

Al Dr. Arturo Estrada Torres, Coordinador del Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas (CICB), y a la Dra. Yolanda Nava Gutiérrez, Jefa del Laboratorio de Micorrizas (CICB) de la Universidad Autónoma de Tlaxcala por la confianza y el apoyo brindado para el uso de instalaciones y equipo de laboratorio.

Al Dr. José Alberto Ramos Zapata, del Laboratorio de Interacciones Planta-Microorganismos del Suelo, y al Dr. Jorge A. Navarro Alberto, del Departamento de Ecología, por todo el apoyo recibido y por las facilidades para realizar mi estancia en la Universidad Autónoma de Yucatán, en el Campus Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Su asesoría en el manejo de datos fue fundamental para la determinación del potencial de inóculo micorrícico.

Al Dr. Miguel Ángel Armella Villalpando, Coordinador de la Maestría en Biología, por todo el apoyo administrativo y para la gestión de recursos económicos para mi estancia en la Universidad Autónoma de Yucatán y para mi participación en Congresos.

Al Dr. José Alejandro Zavala Hurtado por su amistad y también por la asesoría para el manejo de datos con el paquete estadístico MVSP para los análisis multivariados.

A la Dra. María del Rocío Zárate Hernández por su amistad, así como por sus comentarios y sugerencias en el manejo de datos en el programa estadístico NCSS.

A la Bióloga Andrea Gutiérrez Ponce por todo el apoyo que me brindó para el muestreo en campo y en el trabajo de invernadero, ya que con sus pláticas y comentarios divertidos amenizó ésta tarea ardua. Así como al Biól. Luis Pedroza por su ayuda en campo.

A las Biólogas Abigail Mendieta Morales y Karla Patricia Ortega Sales por su gran ayuda en el trabajo de invernadero; “sé que tenían mucho calor”, pero esto es parte de la investigación. Gracias por su amistad y por sus ocurrencias que me hacían reír.

A la Biól. Susana Padrón por su amistad y por la ayuda en la determinación de las propiedades del suelo en el laboratorio.

Al Dr. Arcadio Monroy Ata por su amistad y apoyo.

A la Dra. Lucía Varela Fregoso le agradezco su amistad, por sus pláticas interesantes sobre los hongos, así como los comentarios y sugerencias que mejoraron la presentación de esta tesis.

A todos los profesores de la Maestría en Biología les agradezco su entusiasmo y compromiso cada día de clases que tuve en el posgrado, las cuales enriquecieron y fortalecieron mis conocimientos.

A mis amigos de la Maestría, Pamela Renee, Éricka, Anahid, Laura, Claudia Marisol, Azucena, Pedro, Luis, Celso Miguel e Ivan Mijail, con los cuales pasé agradables momentos académicos y de aquellas charlas cuando todos coincidíamos para ir a comer. A Laura y Azucena por su tenacidad y por compartir sus conocimientos en estos dos años de Posgrado, con sus discusiones académicas enriquecieron mi aprendizaje sobre distintos tópicos de la Biología, ¡cómo me hicieron trabajar! Gracias por su amistad.

A mis amig@s de la UAM-I y UNAM, Jessica, Claudia, Noé, Rosalva, Susana, Andrea, Azucena y Armando, Abigail, Karla, Carolina y Carmen, con quienes he compartido eventos académicos como congresos, trabajo en campo y momentos de distracción, les agradezco su amistad y apoyo.

Un agradecimiento especial a Rita y su pequeña Amanda por su apoyo y por todos los buenos momentos que hemos compartido desde que nos conocimos.

RESUMEN

En el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán (VTC), algunas especies endémicas del género *Mimosa* L. (Leguminosae-Mimosoideae) forman islas de recursos (IR) y actúan como reservorios de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA); sin embargo, aún se desconoce el efecto del sistema *Mimosa*-IR en la riqueza y diversidad de HMA. Esta tesis evaluó, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán) y en dos estaciones (lluvias y secas), la influencia de las IR de *M. lacerata* Rose (S1), *M. luisana* Brandegees y *M. polyantha* Benth. (S2), y de *M. purpusii* Brandegees (S1) que no forma IR (NIR), en la riqueza, diversidad y composición de especies de HMA; así como el número más probable (NMP) de propágulos micorrícicos. En total, 120 muestras de suelo (profundidad 0-20 cm) se recolectaron de los microambientes *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y en áreas abiertas (AA, control). De cada muestra de suelo, se realizó la extracción de esporas de HMA para determinar su abundancia, riqueza, diversidad (Índice de Shannon-Wiener, H') y composición de especies. En invernadero se estimó, para cada microambiente, el potencial de inóculo micorrícico mediante la técnica del NMP, utilizando *Sorghum vulgare* L. como planta trampa. En el suelo se evaluaron: temperatura *in situ*, humedad, pH, materia orgánica (MOS), carbono orgánico (COS), nitrógeno total (Nt), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y fósforo disponible (PO_4^{3-}). Un ANOVA de medidas repetidas se usó para detectar efectos del microambiente (*Mimosa* spp.-IR, *Mimosa*-NIR y AA) y la estación (lluvias vs. secas), en la abundancia, riqueza y diversidad de esporas de HMA, y en las propiedades del suelo. Los cambios en la composición de especies de HMA entre microambientes, se analizaron con el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Se realizó un análisis de máxima verosimilitud para evaluar diferencias en el NMP de propágulos entre microambientes. Se aplicó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para explorar la relación de las propiedades del suelo con la riqueza, diversidad y composición de especies de HMA. Las IR de *M. lacerata* (8.8 spp., S1), *M. luisana* (5.6 spp., S2) y *M. polyantha* (4.7 spp., S2) registraron mayor riqueza de especies de HMA en comparación con las AA (6.9 spp., S1 y 3.3 spp., S2). Sólo en el S2, las IR de *M. luisana* ($H'=1.2$) y *M. polyantha* ($H'=1.03$) tuvieron mayor diversidad que las AA ($H'=0.67$). No se detectaron diferencias, entre *M. purpusii*-NIR y *M. lacerata*-IR, en riqueza y diversidad de especies de HMA. De acuerdo con el análisis de disimilitud, las IR de *M. lacerata* (S1), *M. luisana* y *M. polyantha* (S2) presentaron una composición de especies de HMA diferente a la que hay en las AA. *M. purpusii*-NIR presentó una composición de especies de HMA cambiante, en la estación de lluvias presentó menor disimilitud con las AA; mientras que en la estación de secas fue con las IR de *M. lacerata*. La cantidad de propágulos micorrícicos en el suelo no difirió entre *M. lacerata*-IR vs. *M. purpusii*-NIR vs. AA en el S1, y en *M. luisana*-IR vs. *M. polyantha*-IR vs. AA del S2. Las IR de *Mimosa* spp., así como *M. purpusii*-NIR, presentaron mejores condiciones microambientales (menor temperatura y pH) y mayores recursos en el suelo (humedad, MOS, COS, Nt, NO_3^- y PO_4^{3-}). En el S1, el ACC explicó el 72% de la variación de la comunidad de HMA; la riqueza de especies de HMA correlacionó con el PO_4^{3-} (0.45), COS (0.49) y la humedad (0.66) del suelo. Para el caso del S2, el ACC explicó el 81% del ordenamiento; así, la riqueza de especies de HMA correlacionó con el NH_4^+ (0.81), PO_4^{3-} (0.39), COS (0.62) y el pH (-0.48); mientras que la diversidad correlacionó con NH_4^+ (0.61) y el COS (0.60). La estacionalidad de la lluvia no afectó la riqueza ni la diversidad de especies de HMA, el NMP (sólo en el S2), la MOS, COS y el PO_4^{3-} (sólo en el S1). Esta investigación reveló una alta riqueza de morfoespecies de HMA (29 spp.) en el suelo de *Mimosa* spp.-IR y *Mimosa*-NIR. El sistema *Mimosa*-IR, al influir en las condiciones y recursos del suelo promueve la riqueza y la diversidad de especies de HMA, en comparación a las AA, en los matorrales xerófilos del VTC.

Palabras clave: Biología del suelo, diversidad fúngica, ecosistemas áridos y semiáridos, Glomeromycota, islas de recursos, leguminosas, Tehuacán-Cuicatlán.

ABSTRACT

In the semiarid valley of Tehuacán-Cuicatlán (TCV), certain endemic species of the genus *Mimosa* L. (Leguminosae-Mimosoideae) form resource islands (RI) and act as reservoirs of mycorrhizal spores. However, the effect of *Mimosa*-RI system on the species richness and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) is unknown. This thesis evaluated, in two study sites (S1: Azumbilla, S2: Coxcatlán) and two seasons (rainy and dry), the influence of RI formed by *M. lacerata* Rose (S1), *M. luisana* Brandegeee and *M. polyantha* Benth. (S2), as well as in *M. purpusii* Brandegeee, which does not form RI (NRI), in the species richness, diversity and composition of AMF, and in the most probable number (MPN) of mycorrhizal propagules. In total, 120 soil samples (0-20 cm depth) from the *Mimosa*-RI, *Mimosa*-NRI and open areas (OA, control) microenvironments were collected. In each soil sample, extraction of spores of AMF was performed to determine their abundance, richness, diversity (Shannon-Wiener index) and species composition. In the greenhouse, it was estimated, for each microenvironment, the potential of mycorrhizal inoculum by the MPN technique, using *Sorghum vulgare* L. as the trap plant. In the soil, it was assessed: temperature (*in situ*), humidity, pH, organic matter (SOM), organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), and available phosphorus (PO_4^{3-}). An analysis of variance (ANOVA) for repeated measures was used to detect the effects of the microenvironment (*Mimosa* spp-RI, *Mimosa*-NRI and OA) and seasonality (rainy vs. dry) on spores abundance, AMF species richness and diversity, and soil properties. Changes in AMF species composition among microenvironments were analyzed with the Bray-Curtis' dissimilarity index. Maximum likelihood analysis was performed to assess differences in MPN viable propagules among microenvironments. A canonical correspondence analysis (CCA) was applied to explore the relationships between soil properties and the AMF species richness, diversity and composition. The RI of *M. lacerata* (8.8 spp. S1), *M. luisana* (5.6 spp., S2) and *M. polyantha* (4.7 spp., S2) recorded higher AMF species richness compared to the OA (6.9 spp., S1 and 3.3 spp., S2). Only at the site 2, the RI of *M. luisana* ($H'=1.2$) and of *M. polyantha* ($H'=1.03$) had higher AMF species diversity than OA ($H'=0.67$). There were no differences in the species richness and diversity between *M. purpusii*-NRI and *M. lacerata*-RI. According to the analysis of dissimilarity, the RI of *M. lacerata* (S1), *M. luisana* and *M. polyantha* (S2) had a species composition of AMF different than the OA. *M. purpusii*-NRI presented a changeable composition of AMF species, and in the rainy season, it had less dissimilarity with the OA; while in the dry season, it was with the RI of *M. lacerata*. The amount of viable mycorrhizal propagules on the soil did not differ between *M. lacerata*-RI vs. *M. purpusii*-NRI vs. OA in the S1, and *M. luisana*-RI vs. *M. polyantha*-RI vs. OA in the S2. *Mimosa* spp.-RI and *M. purpusii*-NRI showed better microenvironmental conditions (lower temperature and pH) and higher resources in the soil (moisture, SOM, SOC, TN, NO_3^- and PO_4^{3-}) than OA. The CCA explained 72.2% of the variation of the data at the S1; where AMF species richness correlated with PO_4^{3-} (0.45), SOC (0.49) and moisture (0.66). In the case of S2, CCA explained 82% of the arrangement; as well as AMF species richness correlated with NH_4^+ (0.81), PO_4^{3-} (0.39), SOC (0.62), and pH (-0.48); while diversity correlated with NH_4^+ (0.61) and SOC (0.60). Rain seasonality did not affect, in any of the microenvironments, species richness and diversity, MPN (only in S2), SOM, SOC and PO_4^{3-} (only in S1). This research revealed a great richness of AMF morphospecies (29 spp.) in the soil the *Mimosa* spp.-RI and *Mimosa*-NRI. *Mimosa*-RI system affects soil conditions and resources promoting AMF species richness and diversity, in comparison to the OA, at the xeric scrubs of the TCV.

Keywords: Arid and semiarid ecosystems, fungal diversity, Glomeromycota, resource islands, legumes, soil biology, Tehuacán-Cuicatlán.

ÍNDICE GENERAL

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	ANTECEDENTES	4
2.1.	Función y diversidad de los HMA en los ecosistemas áridos y semiáridos	4
2.2.	Plantas formadoras de islas de recursos (IR) y los HMA en ecosistemas áridos y semiáridos	9
2.3.	Potencial de inóculo micorrícico arbuscular (PIM) en los ecosistemas áridos y semiáridos	12
2.4.	Relación entre especies de <i>Mimosa</i>-IR y HMA en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC)	15
3.	JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	17
4.	PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	19
5.	HIPÓTESIS	19
6.	OBJETIVOS	20
7.	MÉTODOS	21
7.1.	Descripción del área de estudio	21
7.2.	Sitios de estudio	22
7.3.	Selección de las islas de recursos (IR) formadas por <i>Mimosa</i> spp. y de la especie de <i>Mimosa</i> no formadora de IR (NIR)	23
7.4.	Recolecta de muestras de suelo	25
7.5.	Abundancia de esporas de HMA	25
7.6.	Determinación taxonómica de especies de HMA	26
7.7.	Cultivos trampa	27
7.8.	Diversidad de HMA	28
7.9.	Estimación del potencial de inóculo micorrícico (PIM)	29
7.10.	Propiedades físicas del suelo	34
7.11.	Propiedades químicas del suelo	35
8.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	36
9.	RESULTADOS	38
9.1.	Influencia de <i>Mimosa</i>-IR/NIR y la estacionalidad de la lluvia en los HMA	38
9.1.1.	Abundancia de esporas y riqueza de especies de HMA	38

9.1.2.	Diversidad de especies de HMA	40
9.1.3.	Composición de especies de HMA entre microambientes: <i>Mimosa</i> -IR, <i>Mimosa</i> -NIR y AA	42
9.1.4.	Estimación del potencial de inóculo micorrícico (PIM) del suelo asociado a <i>Mimosa</i> -IR y <i>Mimosa</i> -NIR en condiciones de invernadero	46
9.2.	Condiciones y recursos del suelo en IR y NIR de <i>Mimosa</i> spp., y en AA	48
9.2.1.	Temperatura del suelo	48
9.2.2.	Porcentaje de humedad en el suelo	48
9.2.3.	pH del suelo	50
9.2.4.	Conductividad eléctrica (CE) del suelo	51
9.2.5.	Materia orgánica (MOS) y carbono orgánico (COS) del suelo	52
9.2.6.	Nitrógeno total (Nt) del suelo	52
9.2.7.	Amonio (NH_4^+) y Nitrato (NO_3^-) en el suelo	53
9.2.8.	Fósforo disponible (PO_4^{-3}) en el suelo	55
9.3.	Relación entre los HMA con las condiciones microambientales y recursos del suelo de <i>Mimosa</i> -IR/NIR y AA	56
10.	DISCUSIÓN	59
11.	CONCLUSIONES	71
12.	LITERATURA CITADA	74
13.	ANEXOS	84
13.1.	Análisis de Componentes Principales	84
13.2.	Riqueza de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA)	85
13.3.	Índice de figuras y cuadros	87

1. INTRODUCCIÓN

Los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), Phylum Glomeromycota (Schüßler et al., 2001), forman la micorriza arbuscular (MA) con casi el 80% de las plantas (Brundrett, 2009). La MA es una asociación mutualista que ha estado presente en los ecosistemas terrestres por más de 400 millones de años (Redecker et al., 2000; Helgason y Fitter, 2005). Esta simbiosis se caracteriza por la formación de arbusculos en las células corticales de la raíz, los cuales son estructuras fúngicas especializadas en el intercambio de carbohidratos indispensables para los HMA y de nutrimentos como el fósforo (PO_4^{-3}) y nitrógeno (N) esenciales para las plantas (Helgason y Fitter, 2005).

La MA es especialmente importante en las plantas de ecosistemas con elevado estrés ambiental, como los áridos y semiáridos. Esta asociación favorece el establecimiento y sobrevivencia de las plantas, al proporcionarles mayor tolerancia a la sequía y a la baja fertilidad del suelo (Dhillon y Zak, 1993; González-Chávez et al., 2008; Montaña et al., 2008; Smith et al., 2010; Barea et al., 2011). Asimismo, los HMA al formar una red miceliar en el suelo, incrementan la superficie de captación de recursos limitantes y contribuyen a la agregación de las partículas del suelo, lo que favorece la aireación e infiltración de agua y, en consecuencia, a las comunidades microbianas (Rillig, 2004; Van Der Heijden et al., 2008; Chaudhary et al., 2009).

Se ha reportado que la actividad y diversidad de los HMA influyen la diversidad de plantas, la estructura de la vegetación y la productividad primaria de los ecosistemas (Van Der Heijden et al., 1998a, 1998b; O'Connor et al., 2002; Rillig, 2004). Asimismo, de forma recíproca, se sugiere que el tipo de comunidad vegetal y la identidad de las plantas determinan la diversidad y la estructura de las comunidades de HMA (Read, 1991; Johnson et al., 2003; Scheublin et al., 2004); lo cual también puede depender de las condiciones climáticas (Uhlmann et al., 2004; Chaudhary et al., 2014) y de las propiedades físicas y químicas del suelo (Oehl et al., 2003; Uhlmann et al., 2004).

En los ecosistemas áridos y semiáridos, la vegetación está fuertemente limitada por la disponibilidad de agua y nutrientes del suelo, por lo que algunas especies vegetales tienen estrategias para tolerar y modificar estas condiciones adversas. Una de ellas es la distribución de la vegetación en parches o la capacidad de algunas especies para formar islas de recursos (IR). Las IR presentan condiciones microclimáticas y edáficas que favorecen la disponibilidad de recursos, así como el establecimiento y sobrevivencia de otros organismos (Aguiar y Sala, 1999; Carrillo-García et al., 1999; Reynolds et al., 1999; Camargo-Ricalde et al., 2002; Perroni-Ventura et al., 2006).

Los HMA son un componente microbiano constante en la rizósfera (Read, 1991; Brundrett, 2009), incluyendo la de plantas que forman IR en los ambientes áridos y semiáridos (Stutz et al., 2000; Camargo-Ricalde et al., 2003; González-Chávez et al., 2008; Bethlenfalvay et al., 2008). Por lo que la riqueza y la diversidad de HMA en las IR, podría influenciar la coexistencia de distintas especies vegetales (Wagg et al., 2011), la cantidad de propágulos micorrícicos (Caravaca et al., 2005) y la formación de una red de micelio (Voets et al., 2006) que permita movilizar y transferir recursos, todo esto con implicaciones importantes para los procesos dentro del sistema Planta-IR.

Para el Phylum Glomeromycota existen descritas aproximadamente 230 especies en distintos ecosistemas del mundo (Oehl et al., 2011). En México, la riqueza de HMA representa el 43.9% de las especies (101 spp.; Montaña et al., 2012; Méndez-Cortés et al., 2012) y los estudios revelan que los ecosistemas menos explorados, en términos de su extensión (60% del territorio; Valiente-Banuet, 1996), son los áridos y semiáridos (Montaña et al., 2012). No obstante, estos ecosistemas contienen el 51.5% de las especies de HMA registradas para el país (52 spp.; Pimienta-Barrios et al., 2002; Bashan et al., 2007; Montaña et al., 2012; Carballar-Hernández et al., 2013; Chimal-Sánchez et al., 2015a), sugiriendo que la alta diversidad de especies vegetales (6000 spp.) y endemismos (*c.a.*50%) en estas regiones (Rzedowski, 1978; Valiente-Banuet, 1996), podrían promover la diversidad de HMA. Así, se esperaría que regiones semiáridas prioritarias para la conservación de la biodiversidad

en México, como es el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC), Puebla y Oaxaca, constituyeran un reservorio de la riqueza y diversidad de HMA, principalmente, por su alta diversidad florística estimada en 2621 especies, de las cuales el 13.9% son endémicas (Dávila et al., 2002).

En el VTC, algunas leguminosas forman IR que mejoran el microambiente y aumentan la concentración de materia orgánica y nutrimentos en el suelo, en comparación con las áreas abiertas (AA, suelo sin vegetación). Este es el caso de *Prosopis laevigata* (Humb. et Bonpl.) ex Willd (Ruiz et al., 2008; Perroni-Ventura et al., 2006, 2010), *Mimosa adenantheroides* (M. Martens and Galeotti) Benth.*, *M. calcicola* B. L. Rob.**, *M. lacerata* Rose*, *M. luisana* Brandegee**, *M. polyantha* Benth.* y *M. texana* (A. gray) Small var. *filipes* (Britton and Rose) Barneby**, especies endémicas de México* o del VTC** (Camargo-Ricalde et al., 2002; 2010b). En contraste, también hay especies como *M. purpusii* Brandegee** que no forman IR (NIR; Camargo-Ricalde et al., 2002).

Los estudios sobre HMA en el sistema *Mimosa*-IR, en el VTC, han evaluado la colonización micorrícica (Camargo-Ricalde et al., 2003), la abundancia de esporas y su variación estacional con respecto a la lluvia (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez, 2005); también, el efecto de la inoculación con HMA sobre el crecimiento y nutrición de plántulas de *Mimosa* (Camargo-Ricalde et al., 2010a). Sin embargo, no se ha evaluado la influencia de las IR de *Mimosa* en la riqueza y diversidad de especies de HMA; así como en el potencial de inóculo micorrícico (PIM), ni su relación con la variabilidad temporal y espacial de los recursos del suelo, a pesar de que las IR de *Mimosa* actúan como reservorios de esporas de HMA (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003). Por lo cual, en esta tesis se exploran estos aspectos con el fin de contribuir al conocimiento de la relación del sistema *Mimosa*-IR (*M. lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR) y *Mimosa*-NIR (*M. purpusii*-NIR) con los HMA, en el VTC.

2. ANTECEDENTES

2.1. Función y diversidad de los HMA en los ecosistemas áridos y semiáridos

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren aproximadamente el 45% de la superficie terrestre del planeta y en ellos, habita el 38% de la población global (Reynolds et al., 2007). Estas regiones se caracterizan, esencialmente, por la escasez de agua, principal factor que limita los procesos biológicos. La aridez está determinada por la cantidad promedio anual de lluvia que entra al sistema (precipitación, PP) y que se pierde por evaporación y transpiración (ET) de las plantas. Los ecosistemas áridos presentan un índice de aridez menor ($0.03 < PP/ET < 0.2$), en comparación con los semiáridos ($0.2 < PP/ET < 0.5$), lo cual es decisivo en la disponibilidad de agua para las plantas (Ezcurra, 2006; Hernández, 2006).

En estos ambientes, la vegetación está fuertemente restringida por la baja disponibilidad de agua en el suelo, temperaturas extremas y fluctuantes durante el día, y suelos con baja fertilidad. Ante esto, las plantas se han adaptado para aprovechar al máximo los recursos disponibles respecto a eventos relativamente cortos de disponibilidad de recursos (Austin et al., 2004), para lo cual, han desarrollado diferentes estrategias, como el asociarse simbióticamente con los HMA, lo que les ha permitido incrementar su éxito de establecimiento y sobrevivencia ante los factores de estrés ambiental (Roldán-Fajardo, 1994; González-Chávez et al., 2008; Barea et al., 2011).

Los HMA son un componente constante tanto en las raíces como en la rizósfera de plantas de ambientes áridos y semiáridos, tales como cactáceas (Camargo-Ricalde et al., 2003; Bethlenfalvay et al., 2008; García-Sánchez et al., 2008), gramíneas (Pezzani et al., 2006; García-Sánchez et al., 2008) y leguminosas del género *Mimosa* (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde et al., 2003), *Olneya* A. Gray, y *Prosopis* L. (Stutz et al., 2000; Bethlenfalvay et al., 2008; Verma et al., 2008; García-Sánchez et al., 2012), que son importantes desde un punto de vista económico y ecológico. En estas plantas, y en general para otras especies vegetales que presentan la asociación,

se tiene bien definida la importancia funcional de la micorriza arbuscular. Por ejemplo, se ha demostrado que los HMA involucrados en la simbiosis micorrícica arbuscular mejoran el estatus nutrimental de las plantas hospederas, especialmente con fósforo (ión fosfato, PO_4^{-3}), en suelos con baja fertilidad y fuerte estrés abiótico, aspectos que caracterizan a estos ambientes (Smith et al., 2004; Hodge et al., 2010; Smith et al., 2010; Camargo-Ricalde et al., 2010a).

Los HMA, en determinadas condiciones edáficas (e.g. pH extremos, salinidad, etc.), también contribuyen a la asimilación de N (Veresoglou et al., 2012), cobre (Cu), zinc (Zn), manganeso (Mn), hierro (Fe; Liu et al., 2000), potasio (K) y calcio (Ca; Zhang et al., 2011); asimismo, previenen la asimilación excesiva de iones cloro (Cl) y sodio (Na) en suelos sódico-salinos (Zhang et al., 2011). A cambio de estos beneficios nutrimentales que las plantas hospederas reciben de los HMA, se estima que éstas destinan entre el 4% y el 20% del carbono (C) fijado por fotosíntesis para mantener la MA (Smith et al., 2010), lo cual es esencial para el metabolismo, crecimiento y ciclo de vida de los HMA, debido a que son simbioses obligados y no pueden obtener este recurso por una ruta diferente (Bonfante, 2010).

Los HMA, además de colonizar la rizósfera de casi el 80% de las plantas (Brundrett, 2009) y de contribuir a la captación de PO_4^{-3} y otros nutrientes de baja movilidad en la solución del suelo, también desempeñan otras funciones que benefician al hospedero. Por ejemplo, se ha reportado que las plantas con MA vs. plantas sin MA, tienen mayor tolerancia al estrés hídrico, lo que puede ser decisivo para su sobrevivencia en ambientes áridos y semiáridos (Smith et al., 2010). Asimismo, se reporta una mayor resistencia del hospedero a organismos patógenos (Wehner et al., 2010) como los hongos *Fusarium oxysporum* Schltdl. y *Pythium* sp. (Maherali y Klironomos, 2007) o a condiciones desfavorables, como pH extremo y alta salinidad (Entry et al., 2002; Estrada et al., 2013).

En el suelo, los HMA forman una red de micelio externo interconectado que contribuye a la formación de agregados estables (Rillig, 2004; Rillig y Mummey, 2006) que favorecen la

estabilización del suelo en los ecosistemas semiáridos (Chaudhary et al., 2009), lo cual puede repercutir en mejores condiciones de aeración e infiltración de agua; así como en reducir la pérdida de suelo por erosión. Asimismo, se ha propuesto que el micelio de los HMA, en el suelo, puede favorecer el establecimiento de comunidades microbianas que promueven el ciclaje de nutrimentos, la solubilización del PO_4^{-3} , el crecimiento vegetal y los efectos sinérgicos microbianos que inhiben a fitopatógenos (Hodge, 2000; Barea et al., 2005).

Los múltiples beneficios que los HMA proporcionan a las plantas hospederas en una comunidad vegetal están relacionados con la riqueza y la diversidad de HMA asociada, ya que las especies fúngicas presentan diferentes estrategias de colonización (Hart y Reader, 2002) y capacidades de movilización de nutrimentos del suelo hacia el hospedero (Smith et al., 2004), por lo cual, una determinada composición de especies de HMA puede tener un impacto diferencial en la estructura de la comunidad vegetal, la diversidad florística, la productividad primaria de los ecosistemas (Francis y Read, 1994; Van Der Heijden et al., 1998a,b; O'Connor et al., 2002) y en la capacidad de formar redes de micelio en el suelo, las cuales son una fuente importante de inóculo micorrízico para la colonización de nuevos hospederos (Douds y Millner, 1999; Voets et al., 2006).

La diversidad de HMA se ha estudiado bajo diferentes enfoques y objetivos en una amplia variedad de ecosistemas del mundo. Los estudios indican que las comunidades con vegetación nativa, en comparación con sitios perturbados, tienen mayor riqueza y diversidad de HMA con implicaciones críticas para la conservación de los ecosistemas naturales (Oehl et al., 2003; Gai et al., 2006; Violi et al., 2008; Robinson-Boyer et al., 2009; Stürmer y Siqueira, 2011; Turrini y Giovannetti, 2012); así como para la restauración de aquellos transformados en agro-ecosistemas y con menor diversidad de HMA (Oehl et al., 2003) y de otros grupos de organismos.

Las investigaciones realizadas en ecosistemas áridos y semiáridos de África (Stutz et al., 2000; Uhlmann et al., 2004, 2006), Australia (McGee, 1989), Asia (Gai et al., 2006; Li et al., 2007),

Europa (Barea et al., 2011) y América (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000; Pezzani et al., 2006; Bashan et al., 2007; Whitcomb y Stutz 2007; Aguilera-Gómez et al., 2008; Chaudhary et al., 2014; Chimal-Sánchez et al., 2015a), indican que estos ecosistemas mantienen una alta riqueza de especies de HMA. En estos trabajos, de manera conjunta, se han reportado aproximadamente 88 especies de HMA asociados con diversas especies vegetales del matorral xerófilo, en donde Glomeraceae (46.7%), Gigasporaceae (22%) y Acaulosporaceae (14.3%) son las familias de Glomeromycota mejor representadas y algunas especies de HMA como *Claroideoglobus etunicatum* (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & Schüßler, *Funneliformis geosporum* (T.H. Nicol. & Gerd.) C. Walker & Schüßler, *F. mosseae* (T.H. Nicol. & Gerd.) C. Walker & Schüßler y *Rhizophagus intraradices* (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & Schüßler son las más frecuentes y su presencia en otro tipo de ecosistemas sugiere que son también de amplia distribución (Turrini y Giovannetti, 2012).

Las regiones áridas y semiáridas de México mantienen el 43.9% de la riqueza de HMA del país (Montaño et al., 2012). Así, se reportan para las zonas áridas de Sonora 27 especies de HMA, principalmente de Glomeraceae (51.8%) y Gigasporaceae (18.5%) (Stutz et al., 2000; Bashan et al., 2007; Aguilera-Gómez et al., 2008); para las de Chihuahua 18 especies distribuidas en Acaulosporaceae (27.8%), Glomeraceae (44.5%) y Gigasporaceae (11.1%) (Pimienta-Barrios et al., 2002; Pezzani et al., 2006); de zonas semiáridas en Hidalgo 26 especies en Acaulosporaceae (15.4%), Glomeraceae (42.3%) y Gigasporaceae (26.9%) (García-Sánchez et al., 2008; Chimal-Sánchez et al., 2015a). Para Puebla-Oaxaca, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, sólo se han reportado HMA de los géneros *Acaulospora* y *Glomus* (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez, 2005; Montesinos-Navarro et al., 2012a), sin indicar las especies a las que corresponden. Estos estudios sobre la riqueza de Glomeromycota han sido puntuales y enfocados a especies vegetales particulares como se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Especies vegetales, en las principales regiones desérticas de México, en donde se ha estudiado la riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares.

Especie vegetal	Forma de vida	Región
Poaceae <i>Dasyochloa pulchella</i> (Kunth) Willd ex Rybd. ¹ <i>Chloris virgata</i> Sw. ¹ <i>Trichloris crinita</i> (Lag.) Parodi ¹ <i>Pleuraphis mutica</i> Buckley ¹	Hierbas	Desierto Chihuahuense Reserva de la Biosfera Mapimí, Coahuila, Chihuahua, Durango ¹ Pezzani et al., 2006.
Cactaceae <i>Carnegiea gigantea</i> (Engelmann) Britton & Rose ⁴ <i>Pachycereus pringlei</i> Britton & Rose ⁴	Árbol	Desierto Sonorense
Chenopodiaceae <i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt ⁴	Arbusto	Valle de los Cirios, Baja California ³ Planicies de Sonora, Sonora ^{2,4}
Fouquieriaceae <i>Fouquieria columnaris</i> (Kell) Kell. Ex Curran ³ <i>F. splendens</i> Engelm. ⁴	Árbol Arbusto/Árbol	² Stutz et al., 2000; ³ Bashan et al., 2007; ⁴ Aguilera-Gómez et al., 2008.
Leguminosae <i>Olneya tesota</i> A. Gray ⁴ <i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC. ⁴ <i>P. velutina</i> Woot. ²	Árbol Arbusto/Árbol Árbol	
Agavaceae <i>Agave lechuguilla</i> Torr. ^{5,6}	Hierba	Desierto Queretano-Hidalguense
Asteraceae <i>Flourensia resinosa</i> (Brandege) S.F. Blake ^{5,6}	Arbusto	
Leguminosae <i>Dalea bicolor</i> Humb. & Bonpl. ex Willd. ^{5,6} <i>Prosopis laevigata</i> Humb. & Bonpl. ex Willd. ^{5,6} <i>Mimosa biuncifera</i> Benth. ^{5,6} <i>M. depauperata</i> Benth. ^{5,6}	Arbusto/Árbol Arbusto	Valle del Mezquital, Hidalgo
Poaceae <i>Boutelloua curtipendula</i> (Michx.) Torr. ^{5,6} <i>B. gracilis</i> (Will. ex Kunth) Lag. ex Griffiths ^{5,6}	Hierba	⁵ García-Sánchez et al., 2008; ⁶ Chimal-Sánchez et al., 2015a.
Acanthaceae <i>Ruellia hirsuto-glandulosa</i> (Oerst.) Hemsl. ⁸ <i>Siphonoglossa ramosa</i> Oerst. ⁸	Hierba	Desierto Tehuacán-Cuicatlán,
Cactaceae <i>Neobuxbaumia tetetzo</i> (F.A.C. Weber) Backeb. ⁸ <i>Coryphantha pallida</i> Britton & Rose ⁸	Árbol Arbusto	
Leguminosae <i>Acacia constricta</i> Benth. ⁸ <i>Caesalpinia melanadenia</i> (Rose) Standl ⁸ <i>Calliandra eryophylla</i> Benth. ⁸ <i>Dalea</i> sp. ⁸ <i>Mimosa adenatheroides</i> Benth. ⁷ <i>M. calcicola</i> B.L. Rob. ⁷ <i>M. lacerata</i> Rose ⁷ <i>M. luisana</i> Brandege ^{7,8} <i>M. polyantha</i> Benth. ⁷ <i>M. texana</i> (A.Gray) Small var. <i>filipes</i> (Britton & Rose) Barneby ⁷	Arbusto/Árbol Arbusto Arbusto/Árbol Arbusto/Árbol Arbusto/Árbol Arbusto Arbusto/Árbol	Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca ⁷ Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; ⁸ Montesinos-Navarro et al., 2012a
Nota: Los números en superíndices asocian a cada especie de planta con la referencia bibliográfica		

Es evidente que en los ecosistemas áridos y semiáridos que abarcan casi el 60% del territorio de México (Valiente-Banuet, 1996), se ha explorado escasamente la riqueza y diversidad de HMA asociados con la vegetación, principalmente en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, el cual mantiene una riqueza de 2621 especies de plantas, el 13.9% de ellas endémicas (Dávila et al., 2002). Sin embargo, hay que resaltar que la mayoría de los estudios sobre HMA en plantas de estos ambientes áridos y semiáridos de México, han considerado estudiar especies de leguminosas con importancia ecológica, ya que algunas contribuyen a la fertilidad del suelo al formar IR y asociarse con HMA.

2.2. Plantas formadoras de islas de recursos (IR) y los HMA en ecosistemas áridos y semiáridos

En los ecosistemas áridos y semiáridos, algunas especies vegetales arbustivas del matorral xerófilo como *Larrea tridentata* (Sessé and Moc. Ex DC.) Coville (Zygophyllaceae) (Reynolds et al., 1999), *Mimosa adenantheroides*, *M. polyantha* (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003) y *M. biuncifera* (Leguminosae-Mimosoideae) (Luna-Suárez et al., 2000; Herrera-Arreola et al., 2007; García-Sánchez et al., 2012); y arbóreas tales como *Acacia papyrocarpa* (Facelli y Brock, 2000), *A. farnesiana* (L.) Willd. (Leguminosae-Mimosoideae) (Herrera-Arreola et al., 2007), *M. lacerata*, *M. luisana*, *M. texana* var. *filipes* (Leguminosae-Mimosoideae) (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde et al., 2010b), *Olneya tesota* (Bethlenfalvay et al., 2008), *Prosopis articulata* S. Watson (Carrillo-García et al., 1999; Bashan et al., 2000; Bethlenfalvay et al., 2008), *P. laevigata* (Herrera-Arreola et al., 2007; García-Sánchez et al., 2012) y *P. glandulosa* (Leguminosae-Mimosoideae) (Reynolds et al., 1999), la mayoría leguminosas, se han considerado especies clave en estos ecosistemas porque mejoran la fertilidad del suelo y las condiciones microambientales al formar IR.

El estudio del sistema planta-IR, ha revelado que, en comparación con las áreas sin vegetación, las plantas formadoras de IR presentan, bajo su copa, un suelo con mayor cantidad de materia orgánica (MO) y nutrimentos como el N y el PO_4^{-3} (Aguilar y Sala, 1999; Facelli y Brock, 2000; Cortina y Maestre, 2005; Herrera-Arreola et al., 2007, Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde et al., 2010b; García-Sánchez et al., 2012); además, mejoran las condiciones micro-ambientales debido a que la cobertura de su follaje reduce la radiación solar hacia el suelo, lo que se refleja en una menor temperatura y mayor humedad. Las condiciones y recursos favorables en las IR contribuyen al establecimiento de cactáceas (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991; Carrillo-García et al., 1999; Bashan et al., 2000), herbáceas (Perroni-Ventura et al., 2006) y microorganismos, como los HMA (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Ferrol et al., 2004), cuyo papel es esencial en el funcionamiento de las IR (Bethlenfalvay et al., 2008; Barea et al., 2011), ya que participan en procesos como la agregación y estabilización del suelo (Chaudhary et al., 2009), la nutrición vegetal (Rillig, 2004; Camargo-Ricalde et al., 2010a) y el ciclaje de nutrimentos que, en conjunto, pueden afectar la productividad primaria (Rillig, 2004) en las IR.

Se ha propuesto que las IR actúan como reservorios de propágulos micorrícicos (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003), ya que en el sistema planta-IR se reportan mayores abundancias de esporas de HMA en comparación con los interespacios, áreas sin vegetación, entre las IR (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; García-Sánchez et al., 2012; Chaudhary et al., 2014). Asimismo, los estudios indican que las IR también representan microambientes que mantienen alta riqueza de especies de HMA; como ocurre en IR formadas por especies representativas de los géneros *Artemisia* L. (Asteraceae), en la región semiárida de la Gran Cuenca en los EUA (Chaudhary et al., 2014), *Prosopis* L. (Leguminosae), en zonas áridas y semiáridas del Desierto de Sonora y Chihuahua en EUA y México (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000); así como en IR formadas

por *Retama sphaerocarpa* Boiss. (Leguminosae), que predomina en las provincias semiáridas de España (Alguacil et al., 2011).

En los matorrales xerófilos de ecosistemas áridos y semiáridos, también se ha reportado que la comunidad de plantas herbáceas y pequeños arbustos contribuyen a la riqueza de especies de HMA (Li et al., 2007; Shi et al., 2007). Sin embargo, las plantas formadoras de IR, en conjunto con su comunidad de HMA, representan un sistema (planta-IR-HMA) clave para los ecosistemas áridos y semiáridos, debido a su posible uso potencial en la recuperación de la vegetación y de los procesos ecosistémicos, en especial bajo condiciones de desertificación (Azcón-Aguilar et al., 2003; Ferrol et al., 2004; Barea et al., 2011).

El uso potencial de los HMA en prácticas de restauración requiere, en primer lugar, evaluar a los HMA asociados a la rizósfera de especies vegetales clave, en especial aquellas que forman IR (Ferrol et al., 2004; Barea et al., 2011), debido a que se ha reportado que la identidad de la especie vegetal puede determinar la riqueza, la diversidad y la composición de especies de HMA asociados (Stutz et al., 2000; Shi et al., 2007; Alguacil et al., 2011; Sánchez-Castro et al., 2012), lo que puede repercutir en los beneficios hacia el hospedero. Asimismo, es necesario determinar otros factores que actúan a diferente escala y que pueden afectar a los HMA, entre ellos, las variables ambientales como la precipitación (Chaudhary et al., 2014), la composición de la comunidad vegetal (Shi et al., 2007), la localidad (Verma et al., 2008), la relación planta-microambiente, IR vs. espacios abiertos (Martínez-García y Pugnaire, 2011) y las propiedades del suelo; por ejemplo, la salinidad (Estrada et al., 2013), los niveles de MO y los nutrientes disponibles como el PO_4^{-3} (Verma et al., 2008), lo que en conjunto, es esencial para comprender, en parte, el sistema planta-IR-HMA, como un componente clave en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos.

2.3. Potencial de inóculo micorrícico arbuscular (PIM) en los ecosistemas áridos y semiáridos

En el suelo y principalmente en la rizósfera de las plantas, los propágulos micorrícicos de los HMA pueden encontrarse como esporas, micelio interno en raíces colonizadas y micelio externo en la matriz del suelo; cada una de estas estructuras varía en proporción de un ecosistema a otro y, en su totalidad, son una fuente natural de inóculo micorrícico arbuscular. La capacidad conjunta de estos propágulos fúngicos para establecer la simbiosis micorrícica arbuscular con plantas hospederas, se conoce como el potencial de inóculo micorrícico (PIM) del suelo (Brundrett et al., 1996).

El PIM se ha estimado mediante métodos que implican evaluar el porcentaje de colonización micorrícica (Brundrett et al., 1996) o el número más probable (NMP) de propágulos micorrícicos arbusculares, mediante una serie de diluciones del suelo (Porter, 1979). No obstante, estos métodos estiman el PIM de una muestra bajo perturbación, ya que su aplicación disgrega la red hifal, lo cual quizás no reflejaría el PIM real bajo condiciones naturales (Brundrett et al., 1996); sin embargo, han servido para comprender cómo los grupos funcionales de plantas o las comunidades vegetales, en distintas etapas de la sucesión, influyen la cantidad de propágulos potenciales para la simbiosis micorrícica en ecosistemas tropicales (Asbjorsen y Montagnini, 1994; Guadarrama et al., 2014).

Varios estudios indican que el tipo de cobertura vegetal asociada con un determinado tipo de suelo y algunas variables edáficas como el PO_4^{-3} disponible (Wang et al., 2008), el Ca (Titus et al., 2002) y la profundidad del suelo (McGee, 1989); así como la estacionalidad de la lluvia (Requena et al., 1996; Lovera y Cuenca, 2007; Ramos-Zapata et al., 2011; Carballar-Hernández et al., 2013) y la identidad de la planta bajo estudio (Asbjorsen y Montagnini, 1994; Diagne et al., 2001; Azcón-Aguilar et al., 2003), afectan el PIM arbuscular en los ecosistemas. Además, se ha reportado que el cambio de uso de suelo y algunas prácticas agropecuarias como el riego con aguas residuales, también lo modifican (Ortega-Larrocea et al., 2007).

Otros factores que pueden ser determinantes del PIM en un ecosistema, tipo de vegetación o una especie de planta en particular, son la diversidad, la riqueza y la composición de especies de HMA asociados (Caravaca et al., 2005; Azcón-Aguilar et al., 2003). Esto se debe a que los HMA de las familias Acaulosporaceae, Gigasporaceae y Glomeraceae presentan diferentes estrategias de colonización y habilidades para formar redes de hifas en el suelo (Hart y Reader, 2002; Voets et al., 2006). Esto es particularmente relevante en los ecosistemas áridos y semiáridos, en donde hay baja abundancia de esporas y una mayor representatividad de los HMA de la familia Glomeraceae (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000), lo que indica que el micelio externo puede ser la principal fuente de inóculo micorrícico. Esto, en conjunto, puede ser determinante de la cantidad de propágulos micorrícicos viables en el suelo en términos de su aporte a la simbiosis micorrícica arbuscular en estos ecosistemas (Requena et al., 1996; Azcón-Aguilar et al., 2003).

En regiones semiáridas de Senegal y España, se ha evaluado la contribución de distintas leguminosas arbóreas, tales como *Acacia nilotica* Delile., *A. tortilis* (Forssk.) Hayne y *P. juliflora* (Diagne et al., 2001); así como de los componentes arbóreos de distintas familias botánicas, como *Olea europea* L. (Oleaceae), *Pistacea lentiscus* L. (Anacardiaceae), *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. (Leguminosae), y *Rhamnus lycioides* Brot. (Rhamnaceae) (Azcón-Aguilar et al., 2003), al PIM del suelo. Los resultados de ambas investigaciones sugieren que el PIM asociado a la rizósfera de las plantas evaluadas, varía dependiendo de la especie vegetal y de la comunidad de HMA. Asimismo, Azcón-Aguilar et al. (2003) y Caravaca et al. (2005) propusieron que en los ecosistemas semiáridos, las especies que forman IR, como la leguminosa *R. sphaerocarpa*, contribuyen y favorecen el PIM nativo, lo cual puede incidir positivamente en los procesos de regeneración de la cubierta vegetal. Por ejemplo, Carrillo-García et al. (1999) reportaron una relación positiva entre un mayor número de propágulos micorrícicos viables en el suelo de IR de *Prosopis articulata* S.

Watson (Leguminosae) y plántulas de cactáceas establecidas bajo su copa, en especial, de sitios perturbados.

La estimación del PIM en ambientes desérticos, mediante el método del NMP, se ha realizado en función de la colonización micorrícica de una planta trampa; de manera que con la técnica del NMP se ha detectado que el PIM varía en función del sitio (Titus et al., 2002; Carballar-Hernández et al., 2013; Chaudhary et al., 2014) y de la identidad de la especie vegetal (Requena et al., 1996; Diagne et al., 2001; Azcón-Aguilar et al., 2003) bajo estudio. Sin embargo, debido a que en estos estudios se emplean distintos hospederos a las plantas xerófilas nativas para estimar el PIM; por ejemplo, McGee (1989) utilizó a *Plantago drummondii* Decne (Plantaginaceae); Requena et al. (1996) a *Sorgo* sp. (Poaceae); Diagne et al. (2001) a *Pennisetum americanum* L. Leeke (Poaceae); Titus et al. (2002) y Chaudhary et al. (2014) a *Zea mays* L. (Poaceae), es imposible realizar comparaciones (Brundrett et al., 1996).

En México, los estudios enfocados a estimar el PIM asociado a las IR en los ambientes áridos y semiáridos, y en especial en leguminosas formadoras de IR son escasos (Carrillo-García et al., 1999; Bashan et al., 2000). De igual forma sucede con especies vegetales que no forman IR, y de las cuales, también se desconoce su contribución al PIM del suelo (Carrillo-García et al., 1999); por ejemplo, arbustos de *Mimosa purpusii* (Leguminosae-Mimosoideae) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003). Al respecto, no existe ningún estudio para especies multipropósito del género *Mimosa* que formen o no IR, en especial, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, por lo que es importante determinar la influencia del sistema *Mimosa*-IR sobre el PIM, ya que las IR de *Mimosa*, al actuar como reservorios de esporas de HMA (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003), pueden representar una fuente natural de propágulos micorrícicos capaces de establecer o reestablecer la simbiosis micorrícica arbuscular en este ecosistema semiárido.

2.4. Relación entre especies de *Mimosa*-IR y HMA en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC)

En el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, Camargo-Ricalde et al. (2003) evaluaron el estatus micorrícico de 50 especies de plantas que se desarrollan en el matorral xerófilo y en la selva baja caducifolia, reportando que el 90% de estas plantas establecen la asociación micorrícica arbuscular; sin embargo no se determinaron las especies de HMA que participaron en la interacción, así como la riqueza o la diversidad de HMA asociada a la rizósfera de las plantas evaluadas. Entre las especies estudiadas se encuentran varias leguminosas del género *Mimosa* con importancia ecológica, económica, cultural (Dhillion y Camargo-Ricalde, 2005) y agroforestal para la región (Moreno-Calles y Casas, 2010); así como plantas de las familias Agavaceae, Asteraceae, Bromeliaceae, Burseraceae, Cactaceae, Euphorbiaceae y Nolinaceae (Camargo-Ricalde et al., 2003).

Para el VTC, Camargo-Ricalde y Dhillion (2003), y Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez (2005) reportaron que en *Mimosa*-IR (*M. adenantheroides*, *M. calcicola*, *M. lacerata*, *M. luisana*, *M. polyantha* y *M. texana* var. *filipes*) hay mayor abundancia de esporas de HMA que en las áreas abiertas; asimismo, que la estacionalidad de la lluvia modifica su abundancia, con tendencia a incrementar la cantidad de esporas durante la estación de lluvias. En los resultados, también puede observarse que el suelo de cada especie de *Mimosa*-IR difiere en la abundancia de esporas de HMA, lo que sugiere que la riqueza y la diversidad de HMA, también podrían ser distintas entre estos microambientes. Al respecto, sólo se cuenta con información morfológica de las esporas de HMA presentes en *Mimosa*-IR que permiten suponer la presencia de los géneros *Acaulospora* y *Glomus* (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003).

En el mismo sentido, mediante análisis molecular, Montesinos-Navarro et al. (2012a) evaluaron a los HMA que colonizaron las raíces de 103 individuos de 37 especies de plantas, entre ellas, *M. luisana*; en sus resultados, sólo reportaron secuencias génicas que corresponden a la familia Glomeraceae y ninguna que indicara la presencia de HMA de la familia Acaulosporaceae o

Gigasporaceae, las cuales se han reportado con frecuencia en *Mimosa*-IR dentro del VTC (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003); así como en diversas especies vegetales presentes en otros ecosistemas áridos y semiáridos (Gai et al., 2006; Pezzani et al., 2006; Bashan et al., 2007; Aguilera-Gómez et al., 2008; García-Sánchez et al., 2008; Chimal-Sánchez et al., 2015a).

A pesar del valor de importancia que tienen las especies de *Mimosa* en los matorrales xerófilos (Camargo-Ricalde et al., 2002), su contribución a formar IR (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde et al., 2010b), actuar como reservorios de propágulos micorrícicos y ser plantas multipropósito (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003); en el sistema *Mimosa*-IR y en *Mimosa*-NIR no se ha documentado aún la riqueza, la diversidad y la composición de especies de HMA; así como el PIM. Tampoco se han explorado los efectos que, sobre estos parámetros, tienen la estacionalidad de la lluvia, y las condiciones y los recursos presentes en el suelo de las IR de *Mimosa*. Por lo que es necesario documentar estos parámetros fúngicos en *Mimosa*-IR/NIR en este ecosistema semiárido de México, que resguarda una alta riqueza florística (Dávila et al., 2002), esto con la finalidad de contribuir al conocimiento de la relación de *Mimosa*-IR con los HMA, lo cual podría fortalecer las propuestas de restauración de la cubierta vegetal en sitios degradados en el VTC, basadas en el sistema *Mimosa*-IR.

3. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los HMA son un componente fúngico importante en el suelo asociado a las plantas de ecosistemas áridos y semiáridos, incluyendo aquellas que forman IR. Debido a que la actividad de diversas especies de HMA tiene efectos en la nutrición de las plantas, la productividad primaria, la diversidad vegetal y la estructura del suelo; es necesario estudiar la riqueza y diversidad de especies de HMA en ecosistemas semiáridos como el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. En particular para grupos funcionales de plantas como las leguminosas, especialmente en las especies endémicas de *Mimosa* con alto valor económico, cultural, ecológico y agroforestal para la región (Casas et al., 2001; Camargo-Ricalde et al., 2002; Dhillion y Camargo-Ricalde, 2005).

El estudio del sistema *Mimosa*-IR (*M. lacerata*, *M. luisana*, *M. polyantha*) y *Mimosa*-NIR (*M. purpusii*) en el VTC, puede brindar información sobre la relación y la influencia de cada especie de *Mimosa* sobre la riqueza y diversidad de especies de HMA asociadas. Esto es relevante, tanto por el hecho de aumentar el conocimiento sobre la riqueza y diversidad de especies de HMA en México, como por el interés en determinar cómo la relación *Mimosa*-IR/NIR-Suelo afecta la riqueza y diversidad de HMA, y cómo esto se relaciona con el PIM. Estos aspectos podrían ser relevantes por los beneficios nutrimentales que proporcionarían los HMA a las plantas que se desarrollan dentro del sistema planta-IR o planta-NIR. Asimismo, es crucial contar con información sobre la relación *Mimosa*-IR-HMA o *Mimosa*-NIR-HMA que contribuya a comprender su influencia en la fertilidad, la conservación y en la recuperación del suelo; así como en el mantenimiento de la riqueza y diversidad de HMA y, a largo plazo, a los distintos procesos ecosistémicos que ocurren en el VTC.

Además, la caracterización conjunta de la riqueza, la diversidad de HMA y del PIM en el sistema *Mimosa*-IR y en *Mimosa*-NIR, permitiría fortalecer los resultados (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003) que proponen a estos microambientes como “reservorios naturales” de inoculantes micorrízicos arbusculares. La caracterización de estos microambientes y cómo es que influyen en las

comunidades de HMA podrían ser elementos idóneos para que, a futuro, los inóculos micorrícicos, se pudieran aislar, masificar, caracterizar y utilizar como una biotecnología para inocular plantas, tanto de interés agrícola como las nativas con valor ecológico, económico (agroforestal) o cultural, lo cual podría contribuir al uso, conservación y recuperación de los recursos bióticos del VTC. A continuación, se presenta un modelo conceptual sobre el conocimiento del Sistema *Mimosa*-IR con los HMA y su posible influencia e implicaciones de uso potencial (Figura 1).

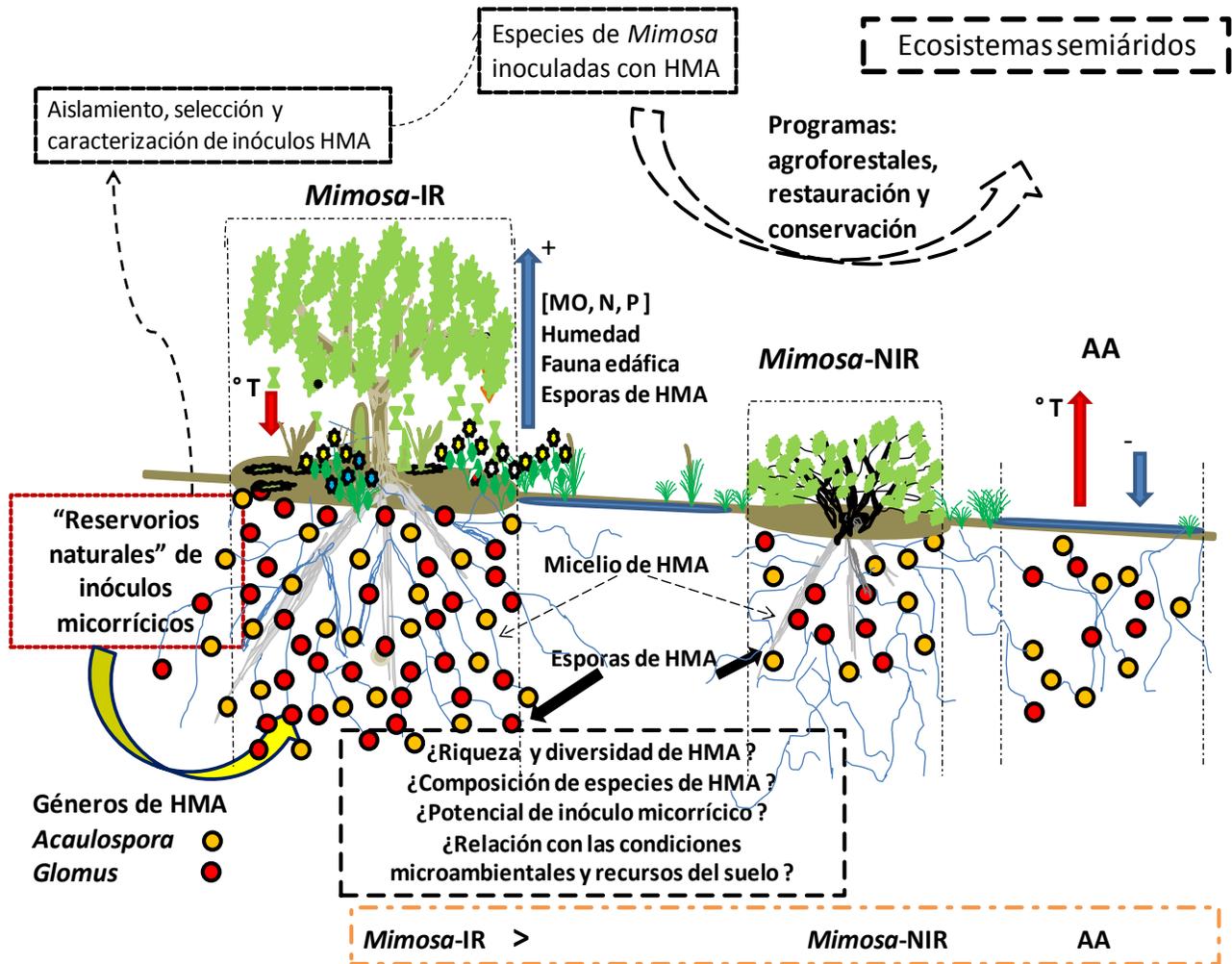


Figura 1. Diagrama conceptual del sistema *Mimosa*-isla de recursos (*Mimosa*-IR), *Mimosa*-no formadora de IR (*Mimosa*-NIR) y de las áreas abiertas (AA), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC), Puebla-Oaxaca, México. El sistema *Mimosa*-IR está integrado por especies multipropósito de *Mimosa* como *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha* y que actúan como reservorios de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA). Los recuadros con líneas punteadas sugieren una posible influencia de *Mimosa*-IR en la riqueza, diversidad y PIM de los HMA en comparación con *Mimosa*-NIR (e.g. *M. purpusii*-NIR) y con las AA; así como del posible uso potencial de los HMA en *Mimosa*-IR para programas de conservación y restauración en el VTC. Abreviaturas: MO=Materia orgánica, N=Nitrógeno total, P=Fósforo disponible, °T=Temperatura del suelo.

4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cuál es el papel de las IR formadas por *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha* en la riqueza, diversidad de especies y PIM de los HMA del suelo, en comparación con *M. purpusii* que no forma IR o con el suelo de las áreas sin vegetación?
2. ¿Cuál es el efecto de la estacionalidad de la lluvia en la riqueza y diversidad de HMA, así como en el potencial de inóculo micorrícico (PIM) en el suelo de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y de las AA?
3. ¿Cuál es la relación de las condiciones (pH, CE, humedad, temperatura) y recursos del suelo (MO, Nt, NO₃, NH₄, PO₄⁻³) con la riqueza y diversidad de especies de HMA, y el PIM, en las IR, NIR y AA?

5. HIPÓTESIS

1. Si las IR formadas por *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha* favorecen la abundancia de esporas de HMA, entonces el suelo de las IR tendrá mayor riqueza y diversidad de especies de HMA, así como PIM, en comparación con *M. purpusii*-NIR y las AA.
2. Si la estación de lluvias favorece la abundancia de esporas de HMA, entonces en esta estación, se esperará mayor riqueza, diversidad y PIM de HMA en el suelo de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y en las AA, en comparación con la estación seca.
3. Si las IR de *Mimosa* presentan mejores condiciones (pH, CE, temperatura y humedad) y recursos en el suelo (MO, Nt, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄⁻³), favorecerán la riqueza y la diversidad de especies de HMA, así como el PIM.

6. OBJETIVOS

GENERAL

Determinar la influencia de las IR de *Mimosa* (*Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR), no isla de recursos de *Mimosa* (*M. purpusii*-NIR) y de las áreas abiertas (AA); así como de la estacionalidad de la lluvia y de las condiciones microambientales y recursos del suelo asociado con *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y de las AA, sobre la riqueza y diversidad de especies de HMA y en el potencial de inóculo micorrícico (PIM), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

PARTICULARES

1. Evaluar la riqueza y la diversidad de especies de HMA, así como el potencial de inóculo micorrícico (PIM) asociados al suelo de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA.
2. Determinar la influencia de la estacionalidad de la lluvia en la riqueza y diversidad de especies de HMA, y en el PIM en el suelo de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA.
3. Determinar la relación entre las condiciones microambientales y recursos del suelo en *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA, con la riqueza, diversidad de especies de HMA y PIM.

7. MÉTODOS

7.1. Descripción del área de estudio

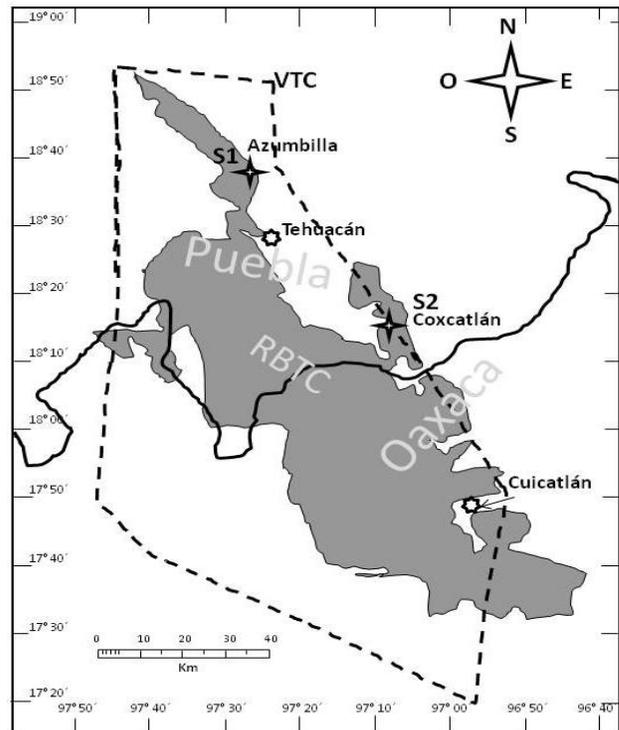
El Valle de Tehuacán–Cuicatlán (Figura 2) está ubicado en la parte sureste del estado de Puebla y noroeste de Oaxaca ($17^{\circ}32' - 18^{\circ}53' \text{ N}$ y $96^{\circ}55' - 97^{\circ}44' \text{ O}$), cuenta con una superficie de $10\,000 \text{ km}^2$; aproximadamente, el 50% de su superficie se declaró Reserva de la Biósfera en 1998 por el gobierno mexicano (Figura 2; DOF, 1998). El Valle presenta un mosaico fisiográfico complejo, con valles internos separados por numerosas cadenas montañosas. La altitud varía de 500 a 3200 msnm. La temperatura y precipitación media anual es de 21°C y 400 mm, respectivamente (Camargo-Ricalde et al., 2002; Dávila et al., 2002; CONANP, 2012). La zona tiene una alta biodiversidad y, de acuerdo con estudios florísticos, mantiene un 10% de la diversidad de plantas conocidas a nivel nacional y el 13.9% de su vegetación vascular es endémica (Dávila et al., 2002; Méndez-Larios et al., 2006).

La flora es un recurso socioeconómico y cultural esencial para los distintos grupos étnicos que habitan en el valle, como los Nahuas, Popolocas, Mazatecos y Mixtecos, entre otros, quienes, a través del tiempo, han adquirido el conocimiento necesario para utilizar la flora con fines medicinales o comestibles, así como para obtener forraje, leña o madera para la construcción (Casas et al., 2001). Entre ellas, leguminosas del género *Mimosa* (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2004) de importancia ecológica porque sus especies contribuyen a la estructura de las comunidades vegetales y a la fertilidad del suelo al formar IR (Camargo-Ricalde et al., 2002), y representan reservorios de esporas de HMA (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003). Por lo tanto, las especies de *Mimosa* formadoras de IR son una opción viable para su uso en los programas de restauración ambiental, agrosilvopastoriles y para la conservación de la biodiversidad (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003).

7.2. Sitios de estudio

La selección de los sitios se realizó con base en estudios previos de las comunidades vegetales y en la presencia de las especies de *Mimosa*, en las cuales se ha reportado su influencia sobre las propiedades del suelo y su estatus micorrícico (Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde et al., 2003). Esta investigación se realizó en dos sitios (S) dentro de la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán (Figura 2), ambos con vegetación de matorral xerófilo. El S1 se ubicó en la parte norte de la reserva y se localiza a 7 km al noroeste del poblado de Azumbilla ($18^{\circ}41'31''$ N, $97^{\circ}24'01.3''$ O), Municipio de Chapulco. Se encuentra a una altitud de 2232 msnm., presenta una pendiente entre 10° y 15° de inclinación, y en el matorral xerófilo coexisten *Mimosa lacerata* que forma IR y *M. purpusii* que no forma IR. El S2 se ubicó en la parte centro-este de la reserva y se localiza a 1 km hacia el sur del poblado de Coxcatlán ($18^{\circ}15'23.7''$ N, $97^{\circ}09'03.3''$ O), Municipio de Coxcatlán. Este sitio está a una altitud de 1140 msnm, corresponde a un matorral xerófilo sin pendiente y en él coexisten *M. luisana* y *M. polyantha*, ambas forman IR.

Figura 2. Mapa de ubicación de los sitios de estudio (S) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC, delimitado por las líneas punteadas) que se localiza en los estados de Puebla y Oaxaca. En 1998, el gobierno mexicano estableció una superficie de 4 910 km² bajo protección (aprox. 50% del VTC), en la categoría de Reserva de la Biósfera (RBTC, zona de color gris). Mapa con modificaciones, tomado de Méndez-Larios et al. (2006).



7.3. Selección de las islas de recursos (IR) formadas por *Mimosa* spp. y de la especie de *Mimosa* no formadora de IR (NIR)

En los dos sitios de estudio, se realizaron cinco transectos de 60 m de longitud cada uno, cubriendo un área aproximada de 2.1 hectáreas (Figura 3a y 3b). En cada transecto, se establecieron dos puntos de muestreo separados, como mínimo, 30 m entre ellos; para el caso del S1, en cada punto se seleccionó una *M. lacerata*-IR, una *M. purpusii*-NIR y una AA, con una separación mínima de 5 m entre ellas (Figura 3c). El mismo procedimiento se siguió en el S2 sólo que, en este caso, se seleccionó una *M. luisana*-IR, una *M. polyantha*-IR y una AA (Figura 3d). De manera que, en el S1 se seleccionaron 10 IR de *Mimosa*, 10 *Mimosa*-NIR y 10 AA; mientras que en el S2, fueron 20 IR de *Mimosa* y 10 AA (Cuadro 2).

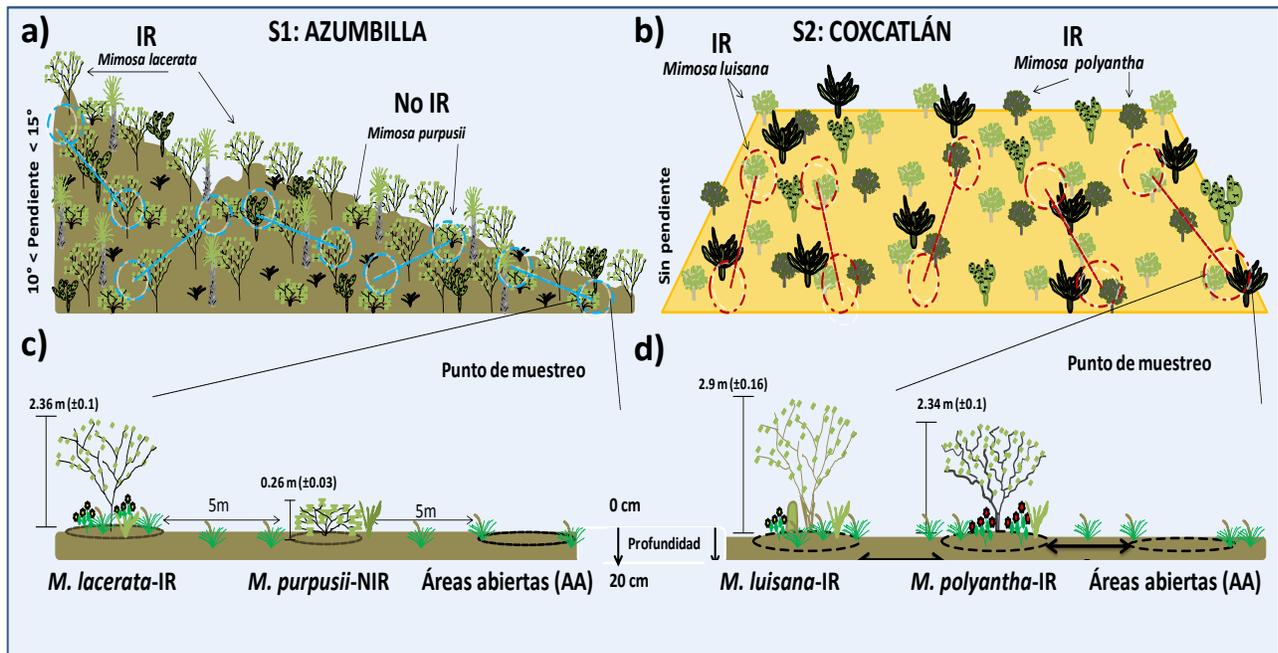


Figura 3. Diseño para la selección de plantas de *Mimosa* en dos sitios de estudio; (S1) Azumbilla y (S2) Coxcatlán, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Transectos para la selección de 10 puntos de muestreo (círculos con líneas punteadas), en los que se recolectó una muestra de suelo (0-20 cm de profundidad) de los microambientes *Mimosa lacerata* isla de recursos (*M. lacerata*-IR), *M. purpusii* no isla de recursos (*M. purpusii*-NIR) y áreas abiertas (AA) como control en el S1; en IR de *M. luisana* y *M. polyantha* (*M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR) y de AA, en el S2.

Cuadro 2. Características de las cuatro especies de *Mimosa* seleccionadas en el matorral xerófilo de Azumbilla (S1) y Coxcatlán (S2) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Sitio de estudio	Especie	Altura promedio (m)	Cobertura promedio (m ²)	Tipo de matorral xerófilo ¹	Forma de Vida, algunos atributos y distribución ²
S1	<i>M. lacerata</i>	2.36 (± 0.10)	4.42 (± 0.75)	Rosetófilo	Arbustos o árboles de 0.6-5.0 m de alto. Se distingue por sus frutos con el margen anchamente lacerado y los aguijones grandes y muy anchos en la base. Pinnas (2-)4-9(-10) pares; foliolos 8-18 pares por pinna, (2.2-)2.5-6.0 mm largo × (0.5-)0.7-1.5(-2.0) mm ancho. Especie endémica de México ; se distribuye en los estados de Jalisco, Michoacán, Querétaro, Hidalgo, México, Morelos, Tlaxcala, Puebla, Guerrero y Oaxaca.
	<i>M. purpusii</i>	0.26 (± 0.03)	1.36 (± 0.28)	Rosetófilo	Arbustos decumbentes , ramas 10.0-50.0 cm de largo, rara vez arbustos erectos 0.8-1.0 m alto. Las ramas presentan aguijones rectos, infraestipulares, solitarios y dispuestos irregularmente en los entrenudos. Pinnas 1-4 pares; foliolos (4-)5-10 pares por pinna, (1.8)2.5-5.5 mm largo × 0.7-2.5(-3.0) mm ancho. Especie endémica de México , su distribución se restringe al Valle de Tehuacán-Cuicatlán.
S2	<i>M. luisana</i>	2.90 (± 0.16)	7.85 (± 0.77)	Crasicale	Arbustos o árboles de 1.0-4.5 m de alto. Las ramas presentan aguijones rectos a ligeramente recurvados, dispuestos irregularmente en los entrenudos. Pinnas (2-)3-5(-6) pares; foliolos (2-)3-5(-6) pares por pinna, 2.5-4.0 mm largo × 1-1.8 mm ancho. Especie endémica de México . Su distribución se restringe a Puebla y Oaxaca, con mayor abundancia en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán.
	<i>M. polyantha</i>	2.34 (± 0.10)	6.56 (± 0.91)	Crasicale	Arbustos o árboles de 1.0-4.0 m de alto. Presenta ramas con aguijones recurvados, infraestipulares, solitarios, rara vez pareados. Pinnas 2-8 pares; foliolos (5-)6-13(-15) pares por pinna, 3.0-7.2 mm largo × 1-2.5 mm ancho. Especie endémica de México , se distribuye en los estados de Sonora, Sinaloa, Durango, Nayarit, Jalisco, Michoacán, México, Morelos, Puebla, Veracruz, Guerrero, Oaxaca y Chiapas.

Las cifras entre paréntesis indican ± el error estándar, n = 10. Camargo-Ricalde et al. (2002)¹, Martínez-Bernal y Grether (2006)²

7.4. Recolecta de muestras de suelo

En el suelo bajo la copa de cada *Mimosa*-IR/NIR seleccionadas, se establecieron cuatro puntos equidistantes alrededor del tronco para recolectar cuatro submuestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad (0.5 kg por punto). Las submuestras se mezclaron para obtener una muestra compuesta de 2 kg por cada planta. En las AA, se estableció un punto central de referencia que sirvió para establecer los cuatro puntos equidistantes para recolectar el suelo, en la misma cantidad y profundidad, como se especificó para las leguminosas. De esta manera, se recolectaron las muestras de suelo de los microambientes *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y AA (S1); *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y AA (S2). El muestreo del suelo se realizó en dos estaciones: lluvias (Octubre-2012) y secas (Abril-2013).

Se recolectó un total de 120 muestras de suelo (10 puntos de muestreo \times 3 microambientes \times 2 sitios \times 2 estaciones) para evaluar la riqueza y diversidad de especies de HMA, el potencial de inóculo micorrícico (PIM) y las propiedades físicas y químicas del suelo (condiciones microambientales y recursos). Las muestras de suelo recolectadas en campo, se almacenaron en bolsas negras y fueron trasladadas al laboratorio. Para corroborar el haber recolectado suelo asociado a las IR de *M. lacerata*, *M. luisana*, *M. polyantha* y no IR de *M. purpusii*, se obtuvieron ejemplares botánicos de referencia de estas leguminosas, los cuales se herborizaron, etiquetaron y depositaron en el Herbario Metropolitano (UAMIZ), de la UAM-Iztapalapa.

7.5. Abundancia de esporas de HMA

Para cada una de las muestras de suelo recolectadas, se realizó la extracción de esporas de HMA mediante la técnica de flotación y tamizado húmedo propuesta por Gerdemann y Nicolson (1963) con modificaciones de Brundrett et al. (1996). Se pesaron 100 g de suelo seco, se realizó una suspensión mediante agitación mecánica para romper los agregados del suelo y se filtró la

suspensión en tamices con apertura de malla de 1 000 y 44 micras. La muestra de suelo retenida en el tamiz de 44 μm se centrifugó a 2 500 rpm, se eliminó el sobrenadante y se resuspendió la muestra de suelo en una solución de sacarosa al 60 %, la cual se centrifugó a 1 200 rpm y el sobrenadante se recuperó en el tamiz de 44 μm . Esta muestra se puso en una caja de Petri dividida en cuadrantes (0.5 \times 0.5 cm) para realizar un recuento de las esporas de HMA, sólo se consideraron aquellas esporas que presentaron contenido y coloración homogénea.

Con la ayuda de un microscopio de disección, las esporas se agruparon de acuerdo con sus características morfológicas como color, forma y tamaño. Con las esporas aisladas y agrupadas, se elaboraron preparaciones permanentes en laminillas para microscopio óptico, usando alcohol polivinílico en lactoglicerol (PVLG) y PVLG + reactivo de Melzer como agentes de conservación, según lo recomendado por la International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM, 2012). Con la ayuda de un microscopio óptico se cuantificó, mediante conteos directos, la abundancia total de las esporas y la abundancia relativa de cada morfo-especie de HMA.

7.6. Determinación taxonómica de especies de HMA

Las preparaciones permanentes con las esporas de HMA, se observaron a detalle en un microscopio óptico equipado con luz polarizada e iluminación Nomarski para poder realizar contrastes, principalmente de las capas que componen la pared de las esporas y así, poder determinar su consistencia, arreglo, reacción al reactivo de Melzer, presencia de ornamentaciones, escudos de germinación y tipo de hifas. Estas características morfológicas fueron la base para la determinación taxonómica de los HMA, considerando las descripciones especializadas de las especies reportadas a nivel mundial y disponibles en el sitio web <http://schuessler.userweb.mwn.de/amphylo/>; así como las descritas en el manual de Schenck y Pérez (1990), en la International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi <http://invam.caf.wvu.edu/> (INVAM, 2012) y en la

colección de Glomeromycota de Janusz Blaszowski, (Department of Plant Pathology, University of Agriculture in Szczecin, Poland) <http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/>. Para los nombres de los HMA, se siguió la nomenclatura propuesta por Schüßler y Walker (2010). Las determinaciones taxonómicas fueron realizadas y verificadas por la M. en C. Laura Verónica Hernández Cuevas, especialista en taxonomía de HMA, de la Universidad Autónoma de Tlaxcala. Las preparaciones de referencia fueron depositadas en el Laboratorio de Biosistemática de Leguminosas, Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, y en el herbario del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas (TLXM), Universidad Autónoma de Tlaxcala, México.

7.7. Cultivos trampa

Como lo recomiendan Stutz y Morton (1996) para los HMA que provienen de ambientes áridos, los HMA se propagaron y masificaron en condiciones de invernadero con el fin de obtener esporas de reciente formación para su corroboración taxonómica. La masificación permite estimular la propagación de aquellas especies de HMA que forman escasas esporas bajo condiciones de campo y, de esta manera, evitar sobreestimar o subestimar la riqueza y diversidad de HMA. Por lo tanto, en el invernadero de la Facultad de Estudios Superiores, Zaragoza (FES-Z), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), se establecieron 120 macetas, una por cada muestra recolectada, cada una con 200 g de sustrato esterilizado en autoclave (suelo:arena sílica 1:1) y 50 g de la muestra a evaluar (Hernández-Cuevas y García-Sánchez, 2008), tomando en consideración el sitio, la *Mimosa*-IR/NIR y la estación en que se recolectó la muestra (lluvias o secas).

Se utilizó sorgo forrajero (*Sorghum vulgare* L., Poaceae), trébol (*Trifolium* sp., Leguminosae) y pasto (*Lolium perenne* L. Poaceae) como plantas trampa; ya que han mostrado ser adecuadas para la propagación, debido a su alta micorrización y rápido crecimiento (González-Chávez et al., 1998).

El uso de estos tres hospederos fue con la finalidad de promover una mayor riqueza de HMA en las macetas de propagación (Van Der Heijden et al., 1998a).

7.8. Diversidad de HMA

En los microambientes *Mimosa-IR*, *Mimosa-NIR* y AA se determinó, en primer lugar, la abundancia y la riqueza de especies de HMA mediante su identificación y conteo directo. Estos datos permitieron estimar la diversidad de HMA para cada microambiente con base en los índices de diversidad de Simpson, Shannon-Wiener y Pielou. El Índice de Simpson toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia, sin evaluar la contribución del resto de las especies; es un índice que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Éste se calculó con base en la siguiente fórmula: $\lambda = \sum p_i^2$; en donde: λ es el índice de dominancia de Simpson y p_i es la abundancia proporcional de la especie i . Cuando $\lambda=0$ indica que las especies están bien representadas y si $\lambda=1$, entonces, hay dominancia de una especie en la comunidad. El Índice de Shannon-Wiener y el Índice de Pielou miden la equidad de las especies dentro de la comunidad. El primero expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra y asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra; mientras que el segundo, mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Moreno, 2001; Martella et al., 2012).

El Índice de Shannon-Wiener (H') se calculó con la fórmula $H' = - \sum p_i * \ln p_i$; en donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i y \ln es el logaritmo natural. Cuando $H'= 0$ indica que sólo hay una especie y si $H' = \ln(S)$, -en donde S es el número total de especies-, entonces, todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. El Índice de Pielou (J') se calculó con la fórmula $J' = H' / H'_{\max}$, en donde: H' es el Índice de diversidad de Shannon-Wiener y H'_{\max}

es igual al logaritmo natural de S . Si $J' = 0$ indica que hay una única especie en la muestra, mientras que, si $J' = 1$, entonces todas las especies presentan la misma proporción (Moreno, 2001; Martella et al., 2012). Los índices de diversidad de Simpson, Shannon-Wiener y Pielou se han utilizado con frecuencia en estudios de la diversidad de HMA; por ejemplo, en ecosistemas tropicales semiáridos (Pagano et al., 2013) y tropicales húmedos (Stürmer y Siqueira, 2011) de Brasil; así como en ecosistemas semiáridos de China (Shi et al., 2007; Zhao y Zhao, 2007) y México (Carballar-Hernández et al., 2013), por lo que podrían ser una referencia para hacer comparaciones a futuro.

Para comparar la diversidad de HMA entre los microambientes de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y las AA, se estimó el Índice de Similitud / Disimilitud de Bray-Curtis, el cual refleja el grado de cambio o reemplazo de especies entre diferentes comunidades dentro de los microambientes, tomando en cuenta datos cuantitativos de la abundancia relativa de las especies (Moreno, 2001; Quinn y Keough, 2010; Martella et al., 2012).

7.9. Estimación del potencial de inóculo micorrícico (PIM)

El potencial de inóculo micorrícico (PIM) asociado a *Mimosa* IR/NIR y AA, se estimó mediante el método del número más probable (NMP) de propágulos micorrícicos viables (Porter, 1979), el experimento en invernadero se realizó de acuerdo con el protocolo propuesto por Ramos-Zapata et al. (2008). Este procedimiento requirió de los siguientes componentes:

i) Muestra de suelo para evaluar el NMP. Para cada *Mimosa*-IR/NIR y las AA respectivas, se elaboraron tres sub-muestras independientes con el suelo recolectado, se consideró el sitio, el microambiente (*Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA) y la estación (lluvias o secas). Por ejemplo, para *M. lacerata*-IR, la primera sub-muestra (450 g) se conformó tomando, al azar, tres de las 10 muestras de suelo que se recolectaron en campo (S1, *M. lacerata*-IR, lluvias) y se mezclaron homogéneamente; la segunda sub-muestra, se elaboró tomando, al azar, otras tres de las siete

muestras de suelo restantes y, por último, la tercera sub-muestra se conformó tomando, al azar, tres de las cuatro muestras de suelo restantes. Este mismo procedimiento se realizó con las muestras recolectadas de *M. purpusii*-NIR, *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y de las AA.

ii) Sustrato esterilizado. El sustrato se preparó con una mezcla homogénea del suelo, según el microambiente (*M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR, AA1, *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y AA2), con arena sílica (1:1); este sustrato se esterilizó en un autoclave ($T=120^{\circ}\text{C}$ y $P=1.4\text{ kg cm}^{-2}$) en periodos de dos horas, durante tres días consecutivos.

iii) Diluciones de la muestra de suelo a evaluar. Para cada muestra preparada por microambiente, se realizaron siete diluciones (4^{-0} a 4^{-6}). La dilución 4^{-0} consistió del suelo a evaluar sin diluirlo. La dilución 4^{-1} se preparó con 75 g de la muestra de suelo 4^{-0} y 225 g del sustrato estéril. La dilución 4^{-2} se preparó tomando 75 g de la dilución 4^{-1} y 225 g de sustrato esterilizado. La dilución 4^{-3} se elaboró con 75 g de la dilución 4^{-2} y 225 g del sustrato estéril. El mismo procedimiento se siguió hasta obtener la última dilución 4^{-6} (Figura 4). En todos los casos, las muestras de las diluciones y el sustrato se mezclaron homogéneamente.

iv) Ensayo en invernadero. El experimento para evaluar el NMP de propágulos micorrícicos, se estableció bajo condiciones controladas en el invernadero de la FES-Z, UNAM (Temperaturas 41°C máx. 25°C mín.; Humedad relativa 40% máx, 10% mín). El experimento con las muestras recolectadas en las estaciones de lluvias y secas se realizó de marzo a mayo y de agosto a octubre del 2013, respectivamente. El diseño experimental (Figura 5a), consistió de siete diluciones, con cuatro repeticiones por dilución, y suelo de seis microambientes: *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA en S1; dos *Mimosa*-IR y una AA en S2 (168 unidades experimentales -UE-). Esta estimación del PIM se realizó por triplicado, tanto con las muestras de suelo recolectadas en lluvias, como con las muestras de secas (504 UE por estación y 1008 UE en total).

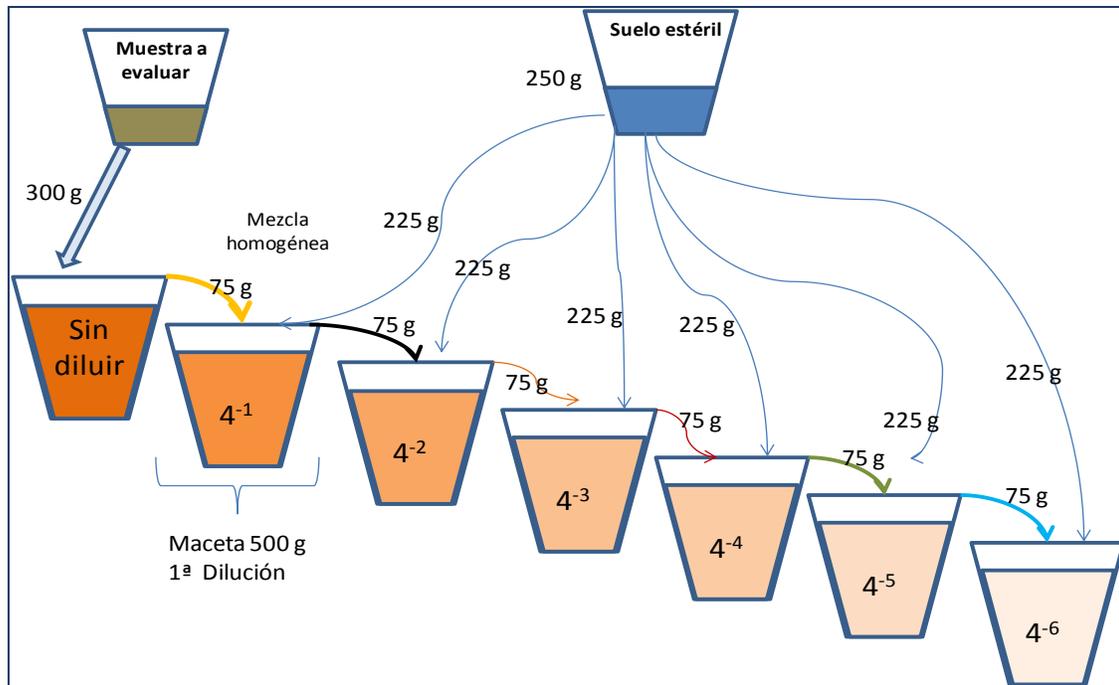


Figura 4. Estimación del potencial de inóculo micorrícico (PIM). Método para elaborar las siete diluciones del suelo, a partir de una muestra inicial con sustrato esterilizado, para evaluar el número más probable de propágulos micorrícicos (NMP) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; en no isla de recursos (NIR) de *M. purpusii* y en áreas abiertas (AA), de dos sitios de estudio (S1, Azumbilla; S2, Coxcatlán) y en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Cada UE (Figura 5a) se preparó en una maceta de 400 mL de capacidad; se adicionaron 200 g de sustrato estéril, 50 g del suelo a evaluar de la dilución correspondiente y una capa fina de 50 g del sustrato estéril. En cada UE, se sembraron 10 semillas de sorgo forrajero (*S. vulgare*) previamente desinfectadas, durante 20 minutos, con una solución de cloro comercial al 5% y lavadas con agua destilada. Las macetas fueron regadas, en promedio, con 50 mL de agua destilada cada tercer día. A los diez días, se hizo un clareo para dejar sólo tres plantas de sorgo por UE (Ramos-Zapata et al., 2008). Para evaluar que el sustrato se encontrara estéril y monitorear la posible contaminación de las UE con propágulos micorrícicos ajenos a los de la zona de estudio, se establecieron 36 macetas testigo, preparadas de la misma manera, pero que contenían, únicamente, 300 g del sustrato estéril, las cuales se distribuyeron aleatoriamente entre las UE (Figura 5b).

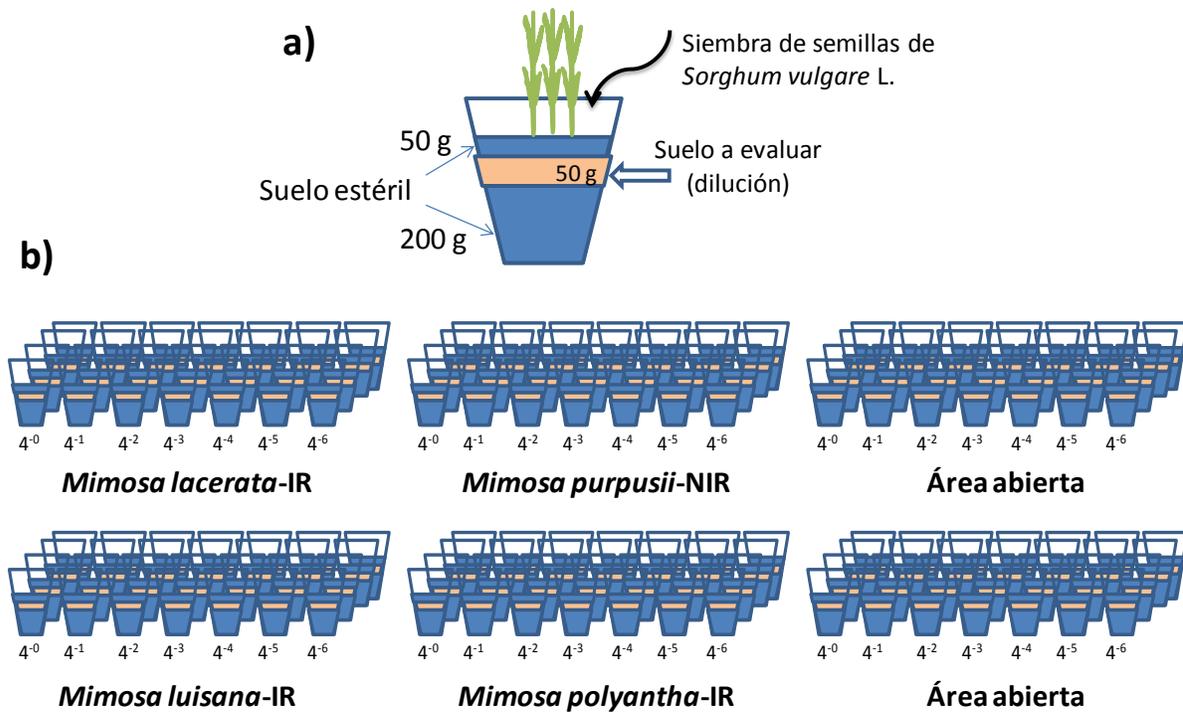


Figura 5. Estimación del potencial de inóculo micorrícico (PIM). a) Detalle y proporción de los componentes para la elaboración de cada unidad experimental (UE). b) Diseño experimental, completamente al azar, para evaluar el número más probable de propágulos micorrícicos (NMP), en el suelo de islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no IR (NIR) de *M. purpusii* y de áreas abiertas (AA) de dos sitios de estudio (S1, Azumbilla; S2, Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Después de 12 semanas de crecimiento de las plantas en el invernadero (Figura 6a), de cada UE (Figura 6b), se recuperó el sistema radical que estuvo en contacto con la fuente de inóculo (Figuras 6c). Cada muestra de raíz se colocó en una caja histológica (Figura 6d), se adicionaron a un frasco (19 L) que contenía alcohol al 50% para su fijación. Al finalizar la cosecha de la raíz en todas las UE, se aplicó la técnica de Phillips y Hayman (1970) para la tinción, con azul de tripano, de las estructuras de los HMA que colonizaron la raíz de las plantas de sorgo. Primero, se lavaron con agua corriente y se dejaron rehidratar durante 2 h. Posteriormente, las raíces en las cajas histológicas se cubrieron con hidróxido de potasio (KOH) al 10% durante 24 h para eliminar el contenido celular y los pigmentos de la raíz. Después, se enjuagaron con agua destilada para eliminar el exceso de KOH

y se adicionó ácido clorhídrico (HCl) al 10%, durante 20 minutos, para generar condiciones de acidez. El HCl se eliminó y, sin enjuagar, se agregó azul de tripano al 0.05% hasta cubrir las raíces, el colorante se dejó actuar a temperatura ambiente durante 24 hrs para favorecer la tinción de las estructuras de los HMA (micelio, arbuscúlos y vesículas).

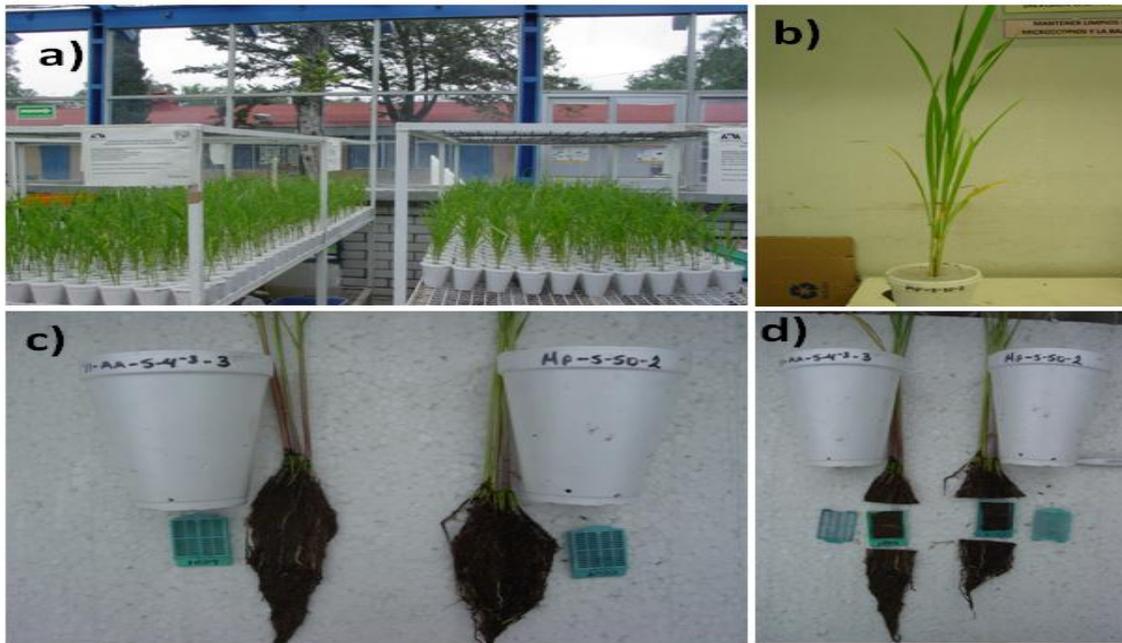


Figura 6. Estimación del potencial de inóculo micorrízico (PIM). a) Unidades experimentales (UE) en el invernadero para evaluar el número más probable (NMP) de propágulos micorrízicos arbusculares en *Mimosa*-IR/NIR y de áreas abiertas, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. b) UE con tres plantas de sorgo a las 12 semanas de desarrollo. c) Sistema radical de las plantas de sorgo, libre de sustrato. d) Obtención de la muestra de raíz del sorgo para colocarla en una caja histológica y, posteriormente, procesarla para la tinción de las estructuras de HMA con azul de tripano.

Para evaluar la presencia/ausencia de colonización micorrízica arbuscular, la muestra de raíz de cada UE, se colocó en una caja de Petri dividida por cuadrantes de 0.5×0.5 cm. La muestra de raíz fue así observada en un microscopio de disección, cuadrante por cuadrante, y en el momento en que un cuadrante presentó raíces colonizadas con hifas, arbuscúlos o vesículas de los HMA, la UE se clasificó como positiva; en caso contrario, como negativa cuando ningún cuadrante tuvo raíces colonizadas (Giovannetti y Mosse, 1980). De cada UE, se elaboraron láminas permanentes con

raíces fijadas en PVLG y se observaron en un microscopio compuesto; esto para corroborar la presencia de estructuras de los HMA como micelio, arbuscúlos y vesículas (INVAM, 2012).

Para determinar el NMP en cada uno de los sitios, microambientes y estaciones, se elaboró una matriz de datos para cuantificar el número de UE colonizadas y no colonizadas, en cada una de las diluciones. Con estos datos y el software Dilution (Ramos-Zapata et al., 2008), se estimó el NMP. Este programa, desarrollado en un lenguaje Fortran por el Dr. Jorge A. Navarro Alberto, de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY), estima el NMP de propágulos micorrícicos mediante un análisis de máxima verosimilitud, basado en los valores de λ (λ = número más probable de propágulos micorrícicos) que presentan la máxima verosimilitud relativa (100%), así como su variación mediante un intervalo, en donde los valores de λ son los más probables (Ramos-Zapata et al., 2008; Whitlock y Schluter, 2009).

7.10. Propiedades físicas del suelo

En el suelo de los microambientes *Mimosa-IR*, *Mimosa-NIR* y AA, se determinó la temperatura *in situ* con un termómetro (OBH Nórdica 4770) y, además, se determinó la temperatura superficial del suelo. En cada microambiente, el termómetro se enterró en el suelo a una profundidad de 5 cm y, después de cinco minutos, se registró la temperatura y la hora del día de la lectura. Para el caso de la temperatura superficial, el registro se hizo colocando el termómetro sobre la superficie del suelo en AA y sin enterrarlo en el suelo. En todos los casos, los registros de temperatura del suelo se realizaron durante el transcurso del día (10:00-18:00 h).

En cada uno de los microambientes, la humedad relativa (%) en el suelo se determinó por el método gravimétrico. Con las muestras de suelo recién recolectadas en campo, en el laboratorio se pesaron 15 g de suelo en charolas de aluminio (estimando previamente su peso). Después, el suelo +

charola se colocaron en un horno a 105 °C para secarlas hasta que mantuvieron un peso constante (Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT, 2000).

7.11. Propiedades químicas del suelo

El pH activo de cada muestra de suelo, se determinó con un potenciómetro equipado con un electrodo (Corning), en una suspensión de suelo: agua destilada en proporción 1:2 (peso/volumen). La conductividad eléctrica (CE) se determinó en el extracto de saturación que se obtuvo por filtración al vacío de una pasta de suelo saturado con agua destilada y se midió con un conductivímetro (Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT, 2000). La materia orgánica del suelo (MOS), se cuantificó por el procedimiento de Walkley-Black (1934). El carbono orgánico del suelo (COS), se estimó a partir de la MOS, asumiendo que ésta contiene un 58% de COS (Nelson y Sommers, 1996).

El nitrógeno total (Nt) en el suelo se determinó por el método semi-microkjeldahl, el cual consistió en una digestión ácida (Bremmer y Mulvaney, 1982), seguida de un análisis colorimétrico de los extractos en un auto-analizador Bran+Luebbe (Technicon, 1977). El amonio (NH_4^+) y el nitrato (NO_3^-), formas disponibles del nitrógeno, se extrajeron de las muestras de suelo con una solución de KCl 2N, los extractos se filtraron a través de papel Whatman No. 1 y se determinaron por el método fenol-hipoclorito (Robertson et al., 1999) con lecturas por colorimetría en un auto-analizador Bran+Luebbe (Technicon, 1977). El fósforo disponible (PO_4^{-3}) en el suelo, se determinó mediante el procedimiento de Olsen et al. (1954), la extracción se realizó con una solución de bicarbonato de sodio 0.5 N, ajustado a pH 8.5, y se evaluó la concentración PO_4^{-3} por colorimetría utilizando molibdato/ácido ascórbico y un espectrofotómetro.

8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Debido a que los sitios S1 y S2 difieren en las propiedades físicas y químicas del suelo (análisis de componentes principales, anexo 1) y considerando que *M. lacerata*-IR y *M. purpusii*-NIR sólo coexisten en el S1; mientras que *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR coexisten únicamente en el S2; no se realizó ninguna comparación entre microambientes de diferente sitio, en ninguna de las variables.

De esta manera, para cada sitio, se realizó un análisis de varianza de medidas repetidas (RMANOVA) de dos factores, uno entre grupos (microambiente) y otro dentro de los grupos (estación) para determinar la influencia de *Mimosa*-IR/NIR (S1) o *Mimosa* spp.-IR (S2) y la estacionalidad de la lluvia sobre la abundancia de esporas, riqueza y diversidad de especies de HMA; así como para las propiedades físicas y químicas del suelo. Los datos que cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad se analizaron con el RMANOVA; cuando esto no se cumplió, las variables fueron transformadas a logaritmo natural, pero los resultados se expresaron en su escala original. Cuando el RMANOVA indicó diferencias significativas ($P \leq 0.05$), la comparación entre las medias se realizó con una prueba de diferencia mínima significativa de Tukey-Kramer (Zar, 1984; Walpole y Myers, 1987; Quinn y Keough, 2010).

Se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para explorar las relaciones entre la riqueza, diversidad y composición de especies de HMA con las variables del suelo presentes en cada uno de los microambientes; para evitar efectos de multicolinealidad en el análisis, las variables con alta correlación fueron descartadas del ACC (Quinn y Keough, 2010).

La estadística descriptiva y el RMANOVA se realizaron con el programa estadístico NCSS versión 7.1.18. (Hintze, 2007). El ACC se realizó con el programa MVSP versión 3.22 (Kovach Computing Services, 2013). Mientras que con el software PAST “Paleontological Statistics” se calculó el Índice de Disimilitud de Bray-Curtis (Hammer et al., 2001).

Los valores del NMP de propágulos micorrícicos, se estimaron mediante el método de máxima verosimilitud (Whitlock y Schluter, 2009; Quinn y Keough, 2010) con el programa Dilution (Ramos-Zapata et al., 2008). Los valores del NMP se graficaron en función de su verosimilitud relativa, considerando el sitio, el microambiente y la estación. Las diferencias estadísticas entre las muestras se determinaron con base en el valor crítico, <15% de verosimilitud relativa, que correspondería a un valor crítico de $P \leq 0.05$ en un ANOVA (Ramos-Zapata et al., 2008).

9. RESULTADOS

9.1. Influencia de *Mimosa*-IR/NIR y la estacionalidad de la lluvia en los HMA

9.1.1. Abundancia de esporas y riqueza de especies de HMA

En el suelo de las IR de *Mimosa*, en el de *Mimosa*-NIR y en el de AA, siempre se registraron esporas de HMA, en ambos sitios de estudio y estaciones de muestreo. La abundancia de esporas en el S1 fue afectada por la interacción del microambiente y la estación (Cuadro 3). El suelo de *M. lacerata*-IR registró la mayor abundancia de esporas en la estación de lluvias y presentó diferencias con las AA en ambas estaciones. La abundancia de esporas en el suelo de *M. purpusii*-NIR, no presentó diferencias con respecto a lo registrado en *M. lacerata*-IR y en las AA, tanto en la estación de lluvias como de secas (Figura 7a).

Cuadro 3. Análisis de varianza de medidas repetidas. Valores de *F* y sus niveles de significancia para las variables de diversidad de HMA en los microambientes islas de recursos de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos de *M. purpusii*; y de áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1-Azumbilla y S2-Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Variables	Factor	Entre grupos		Dentro de grupos		M × E	
		Microambiente (M)		Estación (E)		F	P
		F	P	F	P		
Abundancia esporas	S1	4.06	0.0288	1.94	0.1752	3.73	0.0370
	S2	10.85	0.0003	12.03	0.0018	0.13	0.8777
Riqueza de especies	S1	12.08	0.0002	2.35	0.1368	1.79	0.1866
	S2	3.98	0.0305	2.35	0.1372	2.22	0.1277
Shannon-Wiener	S1	0.54	0.5867	1.47	0.2359	1.67	0.2064
	S2	8.09	0.0018	0.00	0.9766	3.09	0.0618
Dominancia Simpson	S1	0.43	0.6556	1.11	0.3004	1.82	0.1808
	S2	8.10	0.0017	0.01	0.9331	3.07	0.0630
Equidad Pielou	S1	1.73	0.1964	0.37	0.5460	1.49	0.2422
	S2	3.39	0.0485	0.38	0.5430	2.26	0.1242

En el S2, se presentó un efecto del microambiente (Cuadro 3), el suelo asociado a IR de *M. luisana* tuvo mayor abundancia de esporas de HMA que en las AA. La abundancia de esporas en el suelo de IR de *M. polyantha* no difirió de las IR de *M. luisana* ni con las AA; así, se registró un

gradiente en la abundancia de esporas ($M. luisana$ -IR $\geq M. polyantha$ -IR \geq AA). La estacionalidad de la lluvia afectó la abundancia de esporas de HMA en el suelo (Cuadro 3); así en $M. luisana$ -IR, $M. polyantha$ -IR y AA la abundancia fue mayor durante la estación de secas que en la estación de lluvias (Figura 7a).

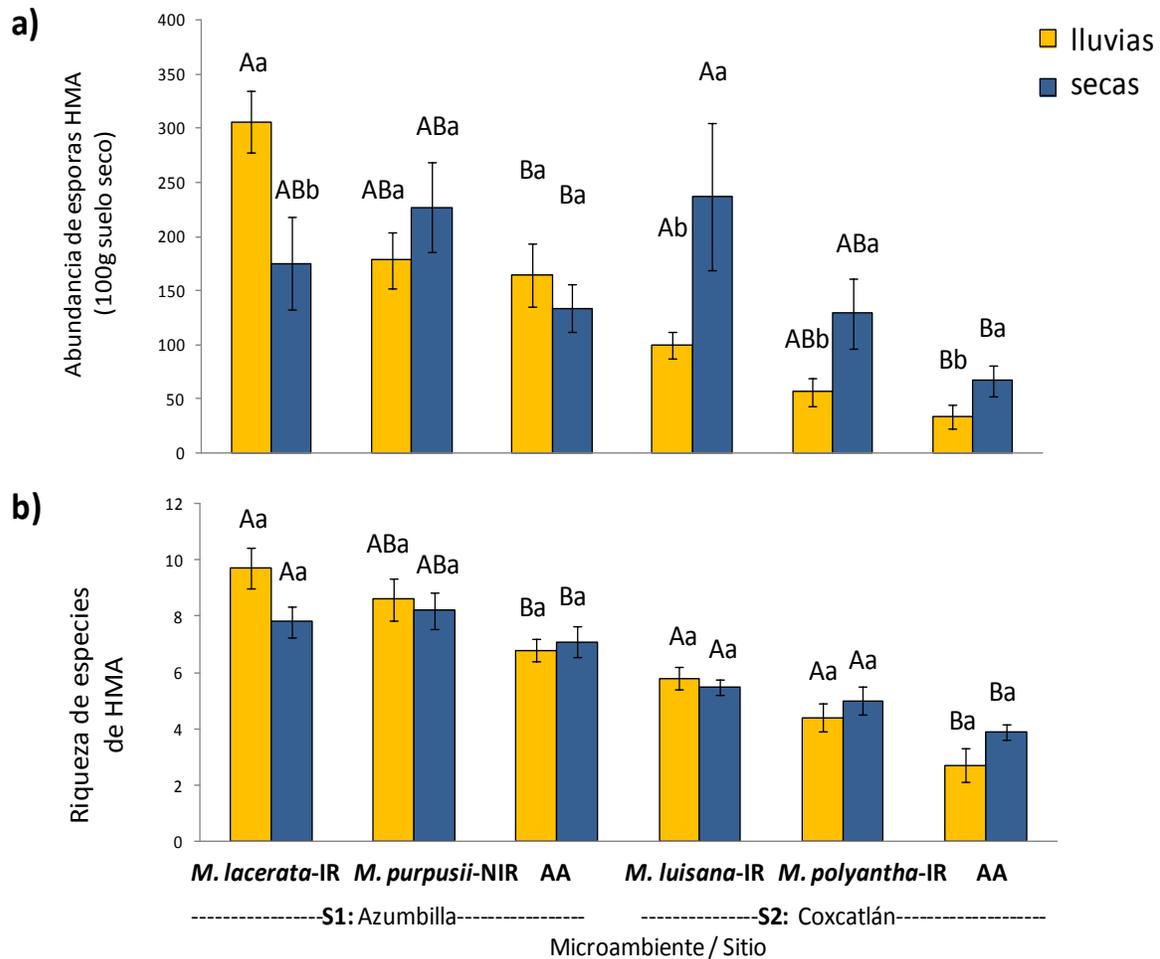


Figura 7. Hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*; y en áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (Iluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **a)** Abundancia de esporas de HMA. **b)** Riqueza promedio de especies de HMA. Para cada sitio, las letras mayúsculas distintas, sobre las barras, indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que las letras minúsculas indican diferencias significativas entre estaciones dentro de cada microambiente ($P \leq 0.05$).

La riqueza de especies de HMA, en ambos sitios de estudio, fue afectada por el microambiente; mientras que la estacionalidad de la lluvia no tuvo ningún efecto estadísticamente significativo (Cuadro 3). Tanto en el S1 como en el S2, el suelo de las IR de *Mimosa* spp. tuvieron mayor riqueza de especies de HMA, en comparación con las AA (Figura 7b). Para el caso del S1, las IR de *M. lacerata* presentaron la mayor riqueza de especies, con un promedio de 8.75 spp. de HMA, en comparación con las AA, en las que se registró la menor riqueza de especies (6.95 spp.). *M. purpusii*-NIR registró, en promedio, 8.4 spp. de HMA, sin diferencias significativas con IR de *M. lacerata* ni con las AA (Figura 7b).

En el S2, las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* registraron mayor riqueza de especies de HMA (Figura 7b), en promedio 5.65 spp., y 4.7 spp., respectivamente; presentando diferencias significativas con respecto a las AA, que tuvieron una menor riqueza (3.3 spp.).

9.1.2. Diversidad de especies de HMA

La estimación de la diversidad de HMA con el Índice de Shannon-Wiener (H'), indicó que en el S1, *M. lacerata*-IR ($H'=1.45$), *M. purpusii*-NIR ($H'=1.53$) y las AA ($H'=1.41$), mantuvieron una diversidad de HMA con valores similares. No hubo un efecto del microambiente sobre la diversidad de especies, ni cambios en la diversidad entre estaciones (lluvias vs. secas; Cuadro 3 y Figura 8a). El mismo comportamiento se observó con los Índices de Dominancia de Simpson (Figura 8b) y Equidad de Pielou (Figura 8c), en donde los microambientes *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y las AA no presentaron una comunidad de HMA con dominancia de alguna especie en particular, lo que muestra microambientes con comunidades de HMA equitativas.

Para el S2, el microambiente sí afectó la diversidad de especies de HMA, en donde las IR de *M. luisana* ($H'= 1.15$) y *M. polyantha* ($H'= 1.03$) presentaron los índices más altos de diversidad,

siendo diferentes de las AA ($H' = 0.67$), las cuales tuvieron la menor diversidad (Figura 8a). El Índice de Dominancia de Simpson indicó que el microambiente AA mantiene una comunidad de HMA con dominancia de especies (Cuadro 3 y Figura 8b) y con menor equidad, en comparación con las IR de *Mimosa* spp. (Figura 8c). La estacionalidad de la lluvia no afectó la diversidad de especies de HMA en ninguno de los microambientes (Cuadro 3 y Figura 8).

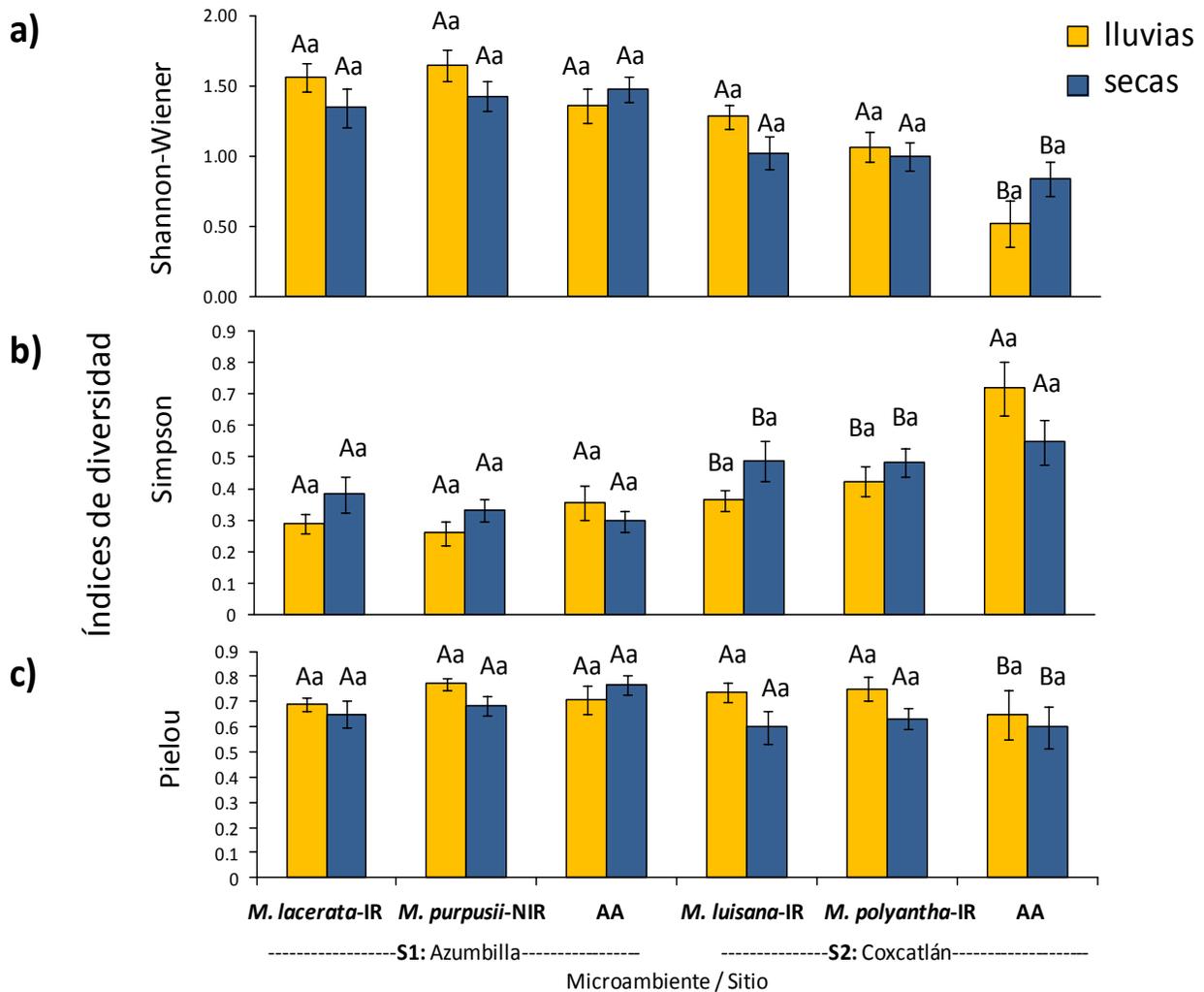


Figura 8. Índices de diversidad a) Shannon-Wiener, b) Dominancia de Simpson y c) Equidad de Pielou, para los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii* y de áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Para cada sitio, las letras mayúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que, dentro de cada microambiente las letras minúsculas indican diferencias significativas entre estaciones ($P \leq 0.05$).

9.1.3. Composición de especies de HMA entre microambientes: *Mimosa-IR*, *Mimosa-NIR* y AA

La composición de especies de HMA (Figura 9), entre el S1 y el S2, fue diferente en un 79.5% (Índice de Disimilitud Bray-Curtis; Figura 10). En el S1, las IR de *M. lacerata* tuvieron una composición de especies de HMA que difirió en un 52.4% con respecto a las AA, en ambas estaciones. En el microambiente *M. purpusii*-NIR, la composición de especies de HMA, durante la estación de secas, presentó una menor disimilitud con las IR de *M. lacerata*; mientras que en la estación de lluvias, tuvo menor disimilitud con el microambiente AA (Figuras 9 y 10).

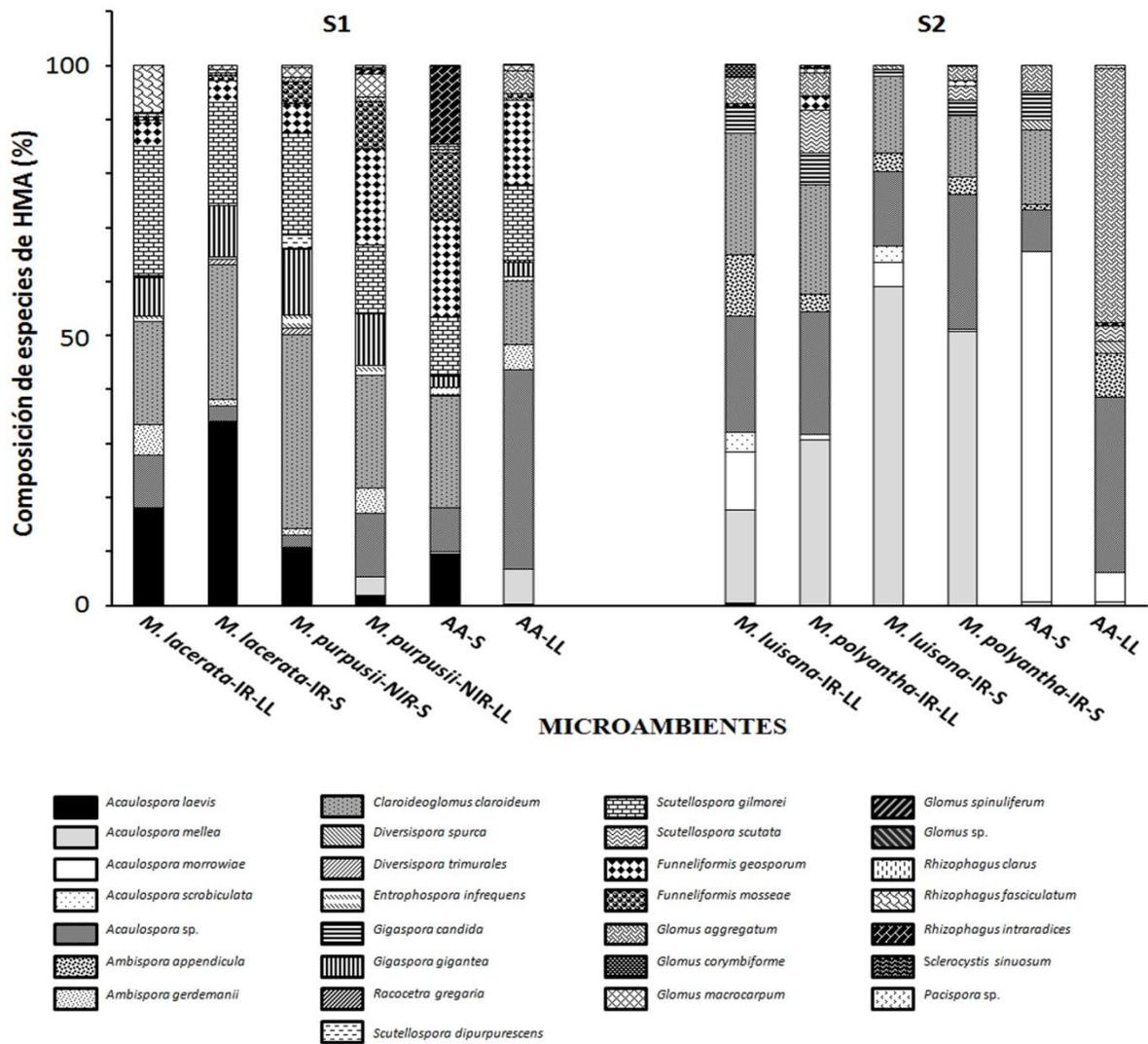


Figura 9. Composición de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en las islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, en no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y en las áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), dos estaciones (LLuvias y Secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

En el S2, el análisis de disimilitud separó a las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* de las AA. Los microambientes *Mimosa*-IR presentaron una disimilitud del 70.4% y 74.2% con respecto a las AA en las estaciones de secas y lluvias, respectivamente (Figura 9). La composición de especies de HMA en las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* tuvieron una menor disimilitud entre ellas dentro de la misma estación (Figuras 9 y 10).

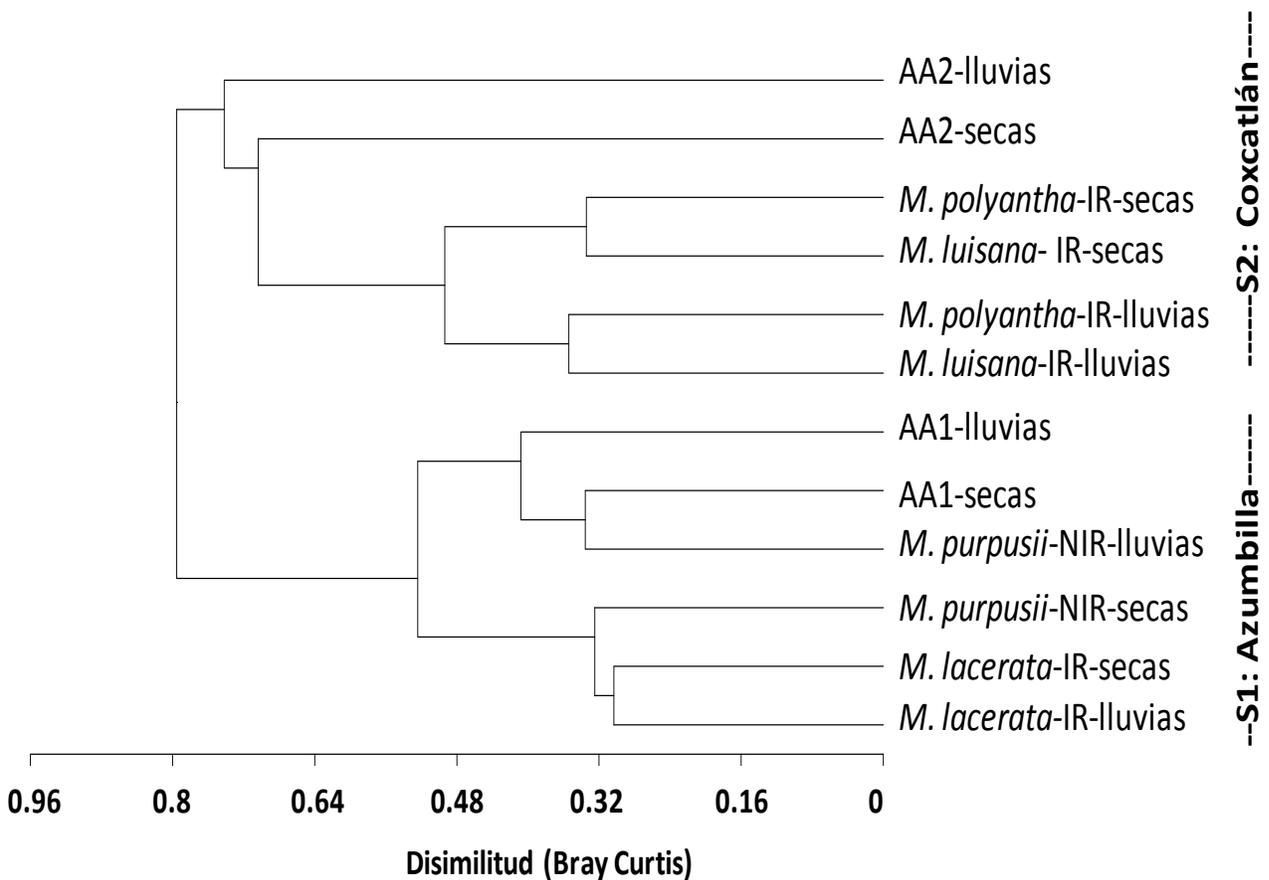


Figura 10. Dendrograma del análisis de disimilitud (Índice de Bray-Curtis) de la composición de especies de HMA en las islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, en no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y en las áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

La riqueza total de especies de HMA, registrada en todos los microambientes evaluados (*M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR, *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y AA; 120 muestras de suelo), en los dos sitios de estudio y estaciones (lluvias y secas), consistió de 29 morfoespecies de HMA: 26 determinadas a nivel de especie (una de ellas quedó como afin) y sólo tres hasta género (Figura 9 y Cuadro 4). La riqueza de especies de HMA se distribuyó en 13 géneros y ocho familias. El 75.9 % se concentró en las familias Acaulosporaceae (17.24 %), Gigasporaceae (20.69 %) y Glomeraceae (37.93 %); mientras que el 24.1 % de las especies restantes, se agruparon en Ambisporaceae (6.9 %), Claroideoglomeraceae (3.5 %), Diversisporaceae (6.9 %), Entrophosporaceae (3.5 %) y Pacisporaceae (3.5 %). Asimismo, se obtuvieron tres nuevos registros para México: i) *Diversispora trimurales* (Koske & Halvorson) C. Walker & Schüßler, que se registró en la rizósfera de *M. lacerata*-IR (25% de las muestras) y *M. purpusii*-NIR (10%); ii) *Gigaspora candida* Bhattacharjee, Mukerji, J.P. Tewari & Skoropad, en la rizósfera de *M. luisana*-IR (60%) y de *M. polyantha*-IR (55%); así como en áreas abiertas (10%); y iii) *Glomus corymbiforme* Blaszkowski que sólo se registró en la rizósfera de *M. luisana*-IR (10%).

Con respecto a las macetas de propagación, no se registraron esporas de HMA de reciente formación después de un periodo de cuatro meses y medio de cultivo en invernadero; con excepción de tres unidades experimentales que correspondieron al suelo asociado a *M. polyantha*-IR recolectado durante la estación de lluvias, en donde se propagaron dos especies de HMA (*Glomus aggregatum* y *Rhizophagus intraradices*), las cuales fueron previamente registradas en las muestras de campo.

Cuadro 4. Riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y abundancia acumulada de esporas (n=10) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y en áreas abiertas (AA), de dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México

Familia	Especie de HMA	-----AZUMBILLA (S1)-----			-----COXCATLÁN (S2)-----		
		<i>Mimosa lacerata</i> -IR	<i>Mimosa purpusii</i> -NIR	AA	<i>Mimosa luisana</i> -IR	<i>Mimosa Polyantha</i> -IR	AA
		LL / S	LL / S	LL / S	LL / S	LL / S	LL / S
Acaulosporaceae							
	<i>Acaulospora laevis</i> Gerdemann & Trappe	542 / 597	34 / 238	2 / 125	3 / 0	0 / 1	0 / 0
	<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	8 / 0	61 / 0	106 / 4	174 / 1400	174 / 653	2 / 4
	<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	0 / 0	0 / 4	0 / 4	108 / 103	6 / 4	18 / 436
	<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0 / 0	0 / 0	0 / 0	35 / 72	0 / 0	0 / 0
	<i>Acaulospora</i> sp.	297 / 49	209 / 50	605 / 110	216 / 327	129 / 323	108 / 52
Ambisporaceae							
	<i>Ambispora appendicula</i> (Spain, Sieverd. & Schenck) C. Walker	0 / 0	0 / 0	0 / 0	113 / 82	19 / 42	27 / 7
	<i>Ambispora gerdemannii</i> (Rose, Daniels & Trappe) C. Walker, Vestberg & Schüßler	171 / 23	83 / 31	77 / 1	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Claroideoglomeraceae							
	<i>Claroideoglopus claroideum</i> (Schenck & G.S. Sm.) Walker & Schüßler	579 / 436	373 / 814	191 / 279	225 / 335	115 / 145	0 / 92
Diversisporaceae							
	<i>Diversispora spurca</i> (C.M. Pfeiff., Walker & Bloss) Walker & Schüßler	0 / 0	0 / 0	0 / 2	1 / 0	0 / 0	8 / 13
	* <i>Diversispora trimurales</i> (Koske & Halv.) Walker & Schüßler	0 / 19	0 / 25	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Entrophosporaceae							
	<i>Entrophospora infrequens</i> (I.R. Hall) Ames & Schneid.	30 / 5	33 / 55	12 / 20	0 / 0	0 / 3	0 / 0
Gigasporaceae							
	* <i>Gigaspora candida</i> Bhattacharjee, Mukerji, Tewari & Skoropad	0 / 0	0 / 0	0 / 0	47 / 31	33 / 35	0 / 32
	<i>Gigaspora gigantea</i> (Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	217 / 169	169 / 279	46 / 26	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Racocetra gregaria</i> (Schenck & Nicolson) Oehl, F.A. Souza & Sieverd	6 / 1	1 / 4	4 / 2	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Scutellospora dipurpurescens</i> Morton & Koske	6 / 0	0 / 56	2 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Scutellospora gilmorei</i> (Trappe & Gerd.) Walker & Sand.	730 / 333	226 / 424	228 / 146	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Scutellospora scutata</i> C. Walker & Dieder	0 / 0	0 / 0	0 / 0	1 / 0	45 / 33	9 / 1
Glomeraceae							
	<i>Funneliformis geosporum</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Walker & Schüßler	149 / 69	320 / 125	254 / 244	6 / 0	16 / 14	2 / 2
	<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Walker & Schüßler	16 / 20	154 / 92	22 / 167	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Glomus aggregatum</i> N.C. Schenck & G.S. Sm.	0 / 5	14 / 18	68 / 7	50 / 20	24 / 32	157 / 33
	* <i>Glomus corymbiforme</i> Blaszkowski	0 / 0	0 / 0	0 / 0	21 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul	21 / 12	78 / 43	17 / 10	0 / 0	4 / 0	0 / 0
	<i>Glomus</i> aff. <i>spinuliferum</i> Sieverding & Oehl	1 / 0	12 / 0	1 / 0	1 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Glomus</i> sp.	4 / 0	8 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 1	0 / 0
	<i>Rhizophagus clarus</i> (Schenck & G.S. Sm.) Walker & Schüßler	1 / 0	1 / 0	0 / 4	0 / 0	0 / 0	2 / 0
	<i>Rhizophagus fasciculatus</i> (Thaxt.) Walker & Schüßler	264 / 15	0 / 10	0 / 1	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Rhizophagus intraradices</i> (Schenck & G.S. Sm.) Walker & Schüßler	0 / 0	0 / 0	0 / 193	0 / 0	0 / 0	0 / 0
	<i>Sclerocystis sinuosum</i> Gerd. & B.K. Bakshi	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	4 / 3	0 / 0
Pacisporaceae							
	<i>Pacispora</i> sp.1	0 / 0	7 / 0	0 / 4	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Riqueza total de especies n=10 muestras		17 / 14	17 / 16	15 / 19	14 / 8	14 / 13	9 / 10

*Nuevos registros para México

9.1.4. Estimación del potencial de inóculo micorrízico (PIM) del suelo asociado a *Mimosa-IR* y *Mimosa-NIR* en condiciones de invernadero

Las raíces de *Sorghum vulgare*, en las unidades experimentales (UE) que resultaron positivas a la colonización micorrízica a partir de los suelos de *Mimosa-IR*, *Mimosa-NIR* o de las AA, presentaron estructuras características de los HMA; mientras que en las U.E. negativas y testigos, no se registraron estructuras de los HMA (Figura 11).

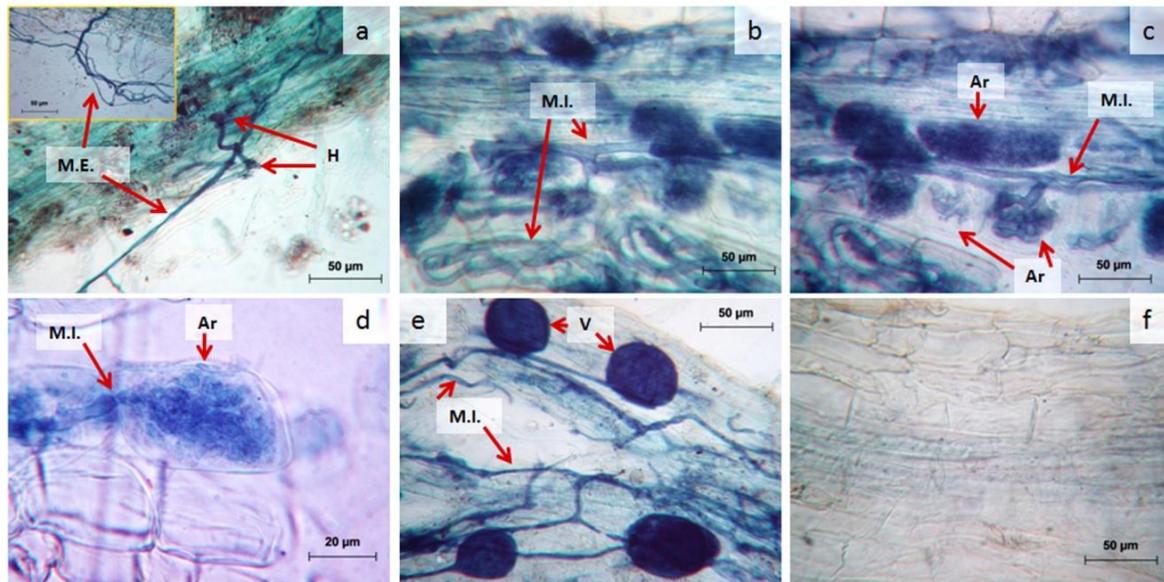


Figura 11. Estructuras de hongos micorrizógenos arbusculares en raíces de *Sorghum vulgare* para la estimación del potencial de inóculo micorrízico (PIM), mediante el número más probable de propágulos micorrízicos (NMP) en condiciones de invernadero, en islas de recursos de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos de *M. purpusii* y en las áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio: a) S1, Azumbilla y b) S2, Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **a)** Micelio externo (M.E.) formando hifopodios (H). **b)** Micelio interno (M.I.) sin septos. **c)** Detalle del M.I. diferenciándose en arbuscúlos dentro de las células de la raíz de *Sorghum vulgare*. **d)** Arbuscúlo (Ar) dentro de la raíz de *S. vulgare*. **e)** Micelio interno diferenciándose a vesículas (V) y **f)** Raíz de *S. vulgare* sin presencia de estructuras de HMA.

La estimación del potencial de inóculo micorrízico (PIM) mediante el método del número más probable (NMP), indicó que los microambientes de *Mimosa-IR* vs. *Mimosa-NIR* vs. AA (S1) y *Mimosa* spp-IR vs. AA (S2) no varían en su PIM, ya que el NMP de propágulos micorrízicos en el suelo, capaces de establecer la simbiosis micorrízica arbuscular, no difirió entre los microambientes

de *M. lacerata*-IR (NMP = 64.4 ± 36.03), *M. purpusii*-NIR (18.4 ± 8.58) y AA (64.9 ± 33.32) del S1 (Figura 12a); así como entre *M. luisana*-IR (NMP= 3.9 ± 0.78), *M. polyantha*-IR (11.9 ± 6.09) y las AA (4.2 ± 1.02) en el S2 (Figura 12b). La estacionalidad de la lluvia afectó la cantidad de propágulos micorrícicos viables en el suelo de *M. lacerata*-IR (lluvias = 1.2 vs. secas = 127.7), *M. purpusii*-NIR (2.36 vs. 34.5) y de las AA (7.7 vs. 122) del S1; pero no así en el suelo de *M. luisana*-IR (2.9 vs. 4.9), *M. polyantha*-IR (3.8 vs. 20) y de las AA (2.7 vs. 5.7) en el S2. De manera que sólo en el S1, la cantidad de propágulos micorrícicos viables en el suelo fue mayor en la estación seca y menor en la estación de lluvias (Figura 12).

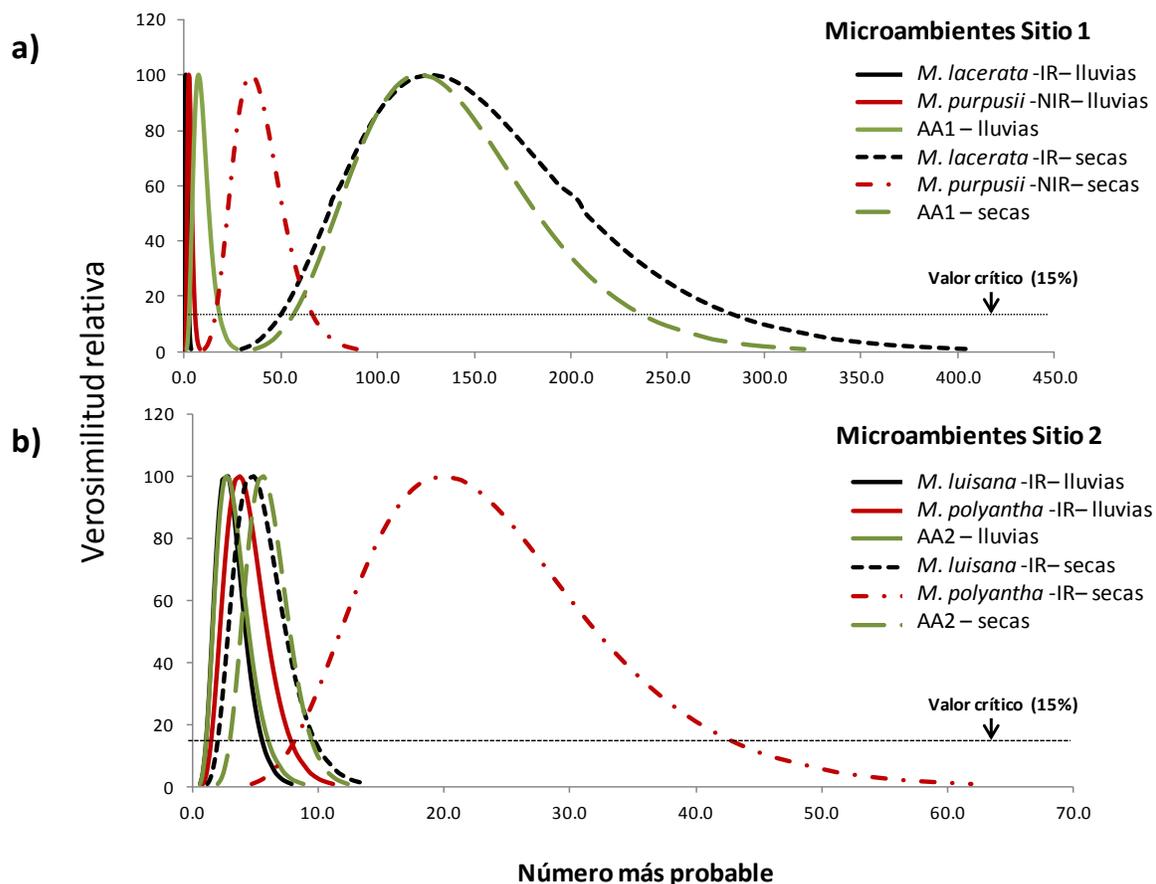


Figura 12. Estimación del número más probable de propágulos micorrícicos (NMP; condiciones de invernadero) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii* y en las áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio: a) S1, Azumbilla y b) S2, Coxcatlán, en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Nota: Las curvas que se traslapan $\geq 15\%$ de verosimilitud relativa (valor crítico) no presentan diferencias significativas.

9.2. Condiciones y recursos del suelo en IR y NIR de *Mimosa spp.*, y en AA

9.2.1. Temperatura del suelo

En el S1, *M. lacerata*-IR registró temperaturas más homogéneas durante el día (Figura 13a), la temperatura promedio en este microambiente fue menor que la temperatura registrada en el suelo de las AA y en la superficie del suelo (Cuadro 5; Figura 13b). *M. purpusii*-NIR también presentó temperaturas más homogéneas durante el día, pero no presentó diferencias con respecto a *M. lacerata*-IR; sin embargo, la temperatura del suelo en este microambiente sí difirió de las AA y de la temperatura de la superficie del suelo. En el S2, también se presentó un efecto del microambiente (Cuadro 5), en el suelo de *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR se registraron temperaturas con menores fluctuaciones durante el día (Figura 13a) y con valores promedio menores que el suelo de las AA y que la superficie del suelo (Figura 13b).

En ambos sitios de estudio, la estacionalidad de la lluvia afectó la temperatura del suelo en todos los microambientes. La temperatura del suelo en las IR de *M. lacerata* (S1), *M. luisana* y *M. polyantha* (S2), así como en el suelo de *M. purpusii*-NIR (S1) y de las AA (S1 y S2), fue mayor durante la estación de secas que en la estación de lluvias (Figura 13 y Cuadro 5).

9.2.2. Porcentaje de humedad en el suelo

En el S1, el suelo de IR de *M. lacerata* presentó mayor humedad que el suelo de las AA. El suelo de *M. purpusii*-NIR no difirió en el porcentaje de humedad con respecto al de *M. lacerata*-IR, pero, sí con relación al de las AA. En el S2, el suelo de las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* tuvo el mayor porcentaje de humedad, en comparación con el suelo de las AA. En ambos sitios, la estacionalidad de la lluvia afectó la humedad del suelo de todos los microambientes. La humedad en el suelo en las IR de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, así como en el suelo de *M. purpusii*-NIR y de las AA disminuyó significativamente durante la estación de secas (Cuadros 5 y 6).

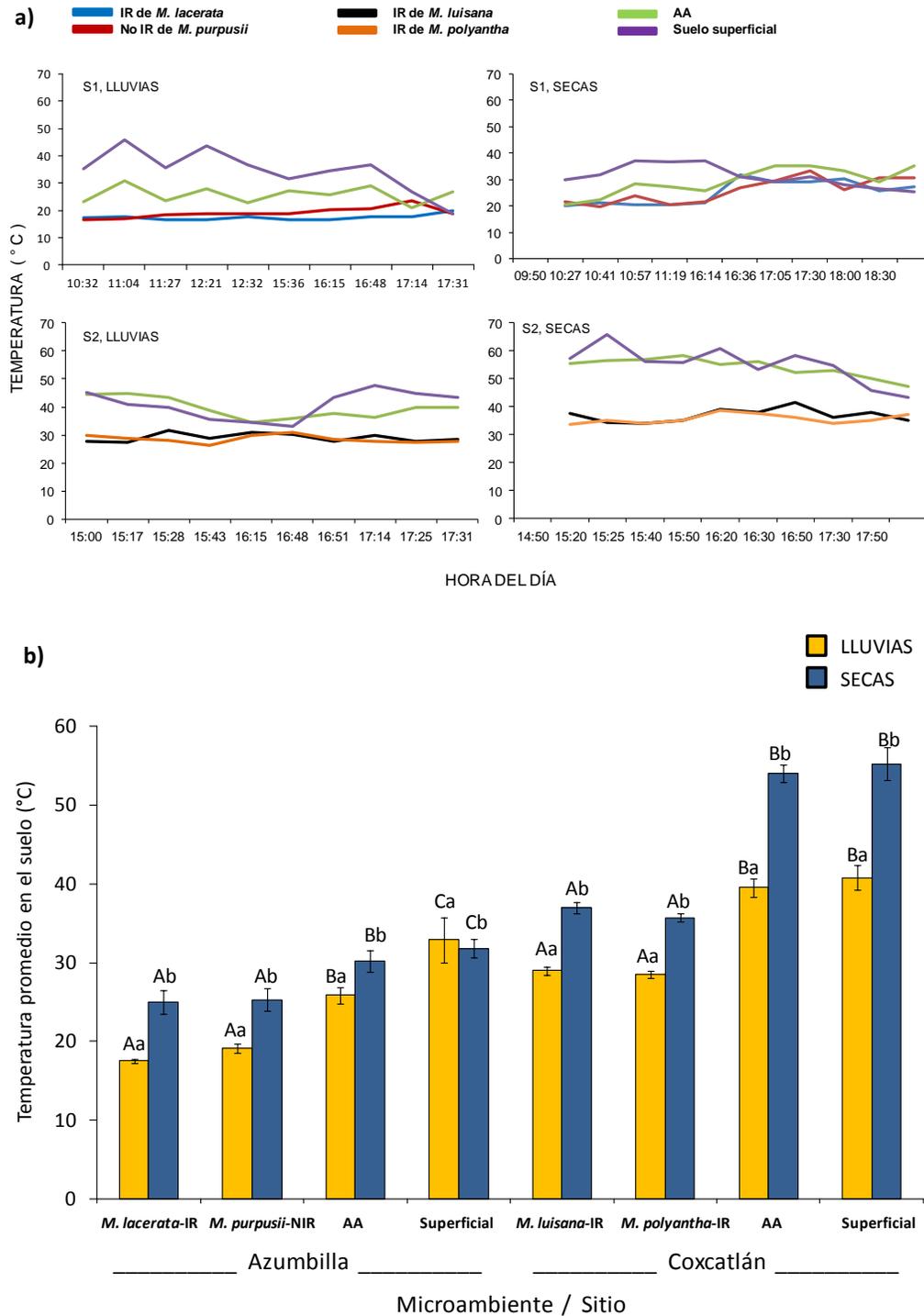


Figura 13. Temperatura del suelo de islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*; en áreas abiertas (AA) y en la superficie del suelo, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **a)** Fluctuación de la temperatura del suelo durante el día. **b)** Temperaturas promedio del suelo. Para cada sitio, letras mayúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que dentro de cada microambiente, las letras minúsculas indican diferencias significativas entre estaciones ($P \leq 0.05$).

Cuadro 5. Análisis de varianza de medidas repetidas. Valores de *F* y sus niveles de significancia para las propiedades del suelo en islas de recursos de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos de *M. purpusii*, y áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1-Azumbilla y S2-Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Propiedades del suelo	Factor		Entre grupos		Dentro de grupos			
			Microambiente (M)		Estación (E)		M × E	
			F	P	F	P	F	P
Temperatura	S1		36.93	0.0001	12.18	0.0013	2.40	0.0838
	S2		145.7	0.0001	193.33	0.0001	1.24	0.3112
Humedad	S1		9.48	0.0007	168	0.0001	0.42	0.6580
	S2		11.68	0.0002	97.8	0.0001	0.11	0.8943
pH	S1		14.94	0.0001	774.3	0.0001	0.36	0.6987
	S2		4.96	0.0146	67.25	0.0001	1.38	0.2698
Conductividad eléctrica (C.E.)	S1		7.36	0.0082	42.37	0.0001	1.39	0.2857
	S2		1.59	0.2449	13.08	0.0040	0.41	0.6728
Materia orgánica del suelo (MOS)	S1		20.03	0.0001	0.05	0.8218	0.96	0.4106
	S2		14.93	0.0005	3.04	0.1067	1.7	0.2232
Carbono orgánico (COS)	S1		20.47	0.0001	0.05	0.8204	0.92	0.4264
	S2		13.79	0.0007	2.54	0.1373	1.78	0.2106
Nitrógeno total (Nt)	S1		6.29	0.0135	11.83	0.0048	1.66	0.2310
	S2		7.92	0.0064	9.75	0.0088	2.37	0.1353
Amonio (NH ₄ ⁺)	S1		12.24	0.0012	5.79	0.0330	13.52	0.0008
	S2		4.51	0.0345	0.34	0.5734	0.01	0.9881
Nitratos (NO ₃ ⁻)	S1		4.44	0.0360	115.2	0.0001	5.09	0.0251
	S2		9.79	0.0030	239.1	0.0001	1.87	0.2003
Cociente NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻	S1		7.49	0.0077	125.87	0.0001	10.42	0.0023
	S2		1.46	0.2699	64.47	0.0001	0.23	0.8003
Fósforo disponible (PO ₄ ⁻³)	S1		7.31	0.0083	1.15	0.3059	0.001	0.9986
	S2		10.96	0.0019	0.58	0.4594	5.63	0.0188

9.2.3. pH del suelo

En el S1, el suelo de IR de *M. lacerata* presentó un pH menor, en comparación con el suelo de las AA. El pH del suelo en el microambiente de *M. purpusii*-NIR no fue diferente del registrado en IR de *M. lacerata*, pero sí con respecto al pH del suelo de las AA. La estacionalidad de la lluvia afectó el pH del suelo en estos microambientes. Así, durante la estación de lluvias el pH del suelo de *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y AA fue ligeramente alcalino; mientras que en la estación de secas, el pH disminuyó y tuvo valores cercanos a la neutralidad (Cuadros 5 y 6).

En el S2, también se presentó un efecto del microambiente sobre el pH del suelo (Cuadro 5), las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* presentaron valores de pH menores en comparación con las AA. La estacionalidad de la lluvia afectó el pH del suelo en todos los microambientes. En la estación de lluvias, el pH fue neutro en los tres microambientes; mientras que en la estación seca, el pH disminuyó y fue ligeramente ácido sólo en IR de *M. luisana* y *M. polyantha* (Cuadros 5 y 6).

Cuadro 6. Propiedades físicas y químicas del suelo registradas en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (LLuvias y Secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Letras mayúsculas distintas, dentro de cada columna y sitio, indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que distintas letras minúsculas indican diferencias entre estaciones dentro de cada microambiente ($P < 0.05$).

Sitio	Microambiente	Estación	Humedad (%)	pH (1:2) Suelo:H ₂ O	C.E. (dS m ⁻¹)	MOS (%)	COS(%)	Nt (%)
S1	<i>M. lacerata</i> -IR	LL	24.1 (± 1.1) Aa	8.2 (± 0.03) Aa	0.44 (± 0.03) Aa	12.9 (± 0.7) Aa	7.5 (± 0.4) Aa	0.62 (± 0.03) Aa
		S	4.9 (± 1.0) Ab	7.1 (± 0.07) Ab	0.66 (± 0.06) Ab	17.3 (± 3.7) Aa	10.0 (± 2.1) Aa	0.57 (± 0.07) Ab
	<i>M. purpusii</i> -NIR	LL	23.3 (± 3.0) Aa	8.1 (± 0.03) Aa	0.47 (± 0.03) Aa	13.4 (± 0.6) Aa	7.8 (± 0.4) Aa	0.67 (± 0.03) Aa
		S	6.4 (± 1.8) Ab	7.1 (± 0.06) Ab	0.62 (± 0.01) Ab	12.4 (± 0.4) Aa	7.2 (± 0.2) Aa	0.50 (± 0.04) Ab
	AA	LL	16.6 (± 2.4) Ba	8.4 (± 0.02) Ba	0.37 (± 0.01) Ba	7.6 (± 0.5) Ba	4.4 (± 0.3) Ba	0.49 (± 0.02) Ba
		S	2.8 (± 0.4) Bb	7.4 (± 0.03) Bb	0.49 (± 0.01) Bb	7.3 (± 0.7) Ba	4.2 (± 0.4) Ba	0.40 (± 0.01) Bb
S2	<i>M. luisana</i> -IR	LL	4.5 (± 1.5) Aa	6.6 (± 0.18) Aa	0.16 (± 0.02) Aa	2.6 (± 0.2) Aa	1.5 (± 0.1) Aa	0.14 (± 0.01) ABa
		S	0.6 (± 0.04) Ab	5.3 (± 0.10) Ab	0.24 (± 0.01) Ab	2.8 (± 0.2) Aa	1.6 (± 0.1) Aa	0.12 (± 0.01) ABb
	<i>M. polyantha</i> -IR	LL	3.4 (± 1.0) Aa	6.5 (± 0.23) Aa	0.18 (± 0.01) Aa	3.2 (± 0.5) Aa	1.8 (± 0.3) Aa	0.20 (± 0.03) Aa
		S	0.6 (± 0.05) Ab	5.6 (± 0.22) Ab	0.24 (± 0.04) Ab	3.2 (± 0.3) Aa	1.8 (± 0.2) Aa	0.13 (± 0.02) Ab
	AA	LL	1.3 (± 0.8) Ba	7.1 (± 0.23) Ba	0.46 (± 0.01) Aa	1.10 (± 0.1) Ba	0.6 (± 0.1) Ba	0.09 (± 0.01) Ba
		S	0.3 (± 0.03) Bb	6.2 (± 0.17) Bb	0.19 (± 0.02) Ab	2.13 (± 0.2) Ba	1.2 (± 0.1) Ba	0.07 (± 0.01) Bb

9.2.4. Conductividad eléctrica (CE) del suelo

En el S1, el suelo de IR de *M. lacerata* presentó valores más altos de CE que las AA. La CE del suelo, en el microambiente *M. purpusii*-NIR, no fue diferente de la registrada en el suelo de *M. lacerata*-IR, pero, sí de las AA. La estacionalidad de la lluvia afectó la CE del suelo de todos los microambientes, registrando en la estación de secas los valores más altos, en comparación con la estación de lluvias (Cuadros 5 y 6).

En el S2, el suelo de las IR de *M. luisana*, *M. polyantha* y de las AA no presentó diferencias en la CE. La estacionalidad de la lluvia afectó los valores de CE en el suelo de todos los microambientes; en las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* la CE fue mayor durante la estación de secas; mientras que en las AA, fue en la estación de lluvias (Cuadros 5 y 6).

9.2.5. Materia orgánica (MOS) y carbono orgánico (COS) del suelo

El porcentaje de materia orgánica (MOS) y carbono orgánico (COS) del suelo en IR de *M. lacerata* (MOS= 15.1%; COS= 8.75%) fue mayor en comparación con las AA (MOS= 7.45%; COS= 4.3%). El suelo de *M. purpusii*-NIR (MOS= 12.9%; COS= 7.5%), no presentó diferencias con *M. lacerata*-IR, pero sí con el suelo de las AA.

En el S2, el porcentaje de MOS y COS en el suelo también fue afectado por el microambiente (Cuadro 5). En el suelo de las IR de *M. luisana* (MOS= 2.7%; COS= 1.55%) y *M. polyantha* (MOS= 3.2%; COS= 1.8%) los porcentajes de MOS y COS fueron mayores que en el suelo de las AA (MOS= 1.6%; COS= 0.9%).

En ambos sitios de estudio, la estacionalidad de la lluvia no afectó los porcentajes de MOS y COS en ninguno de los microambientes (Cuadros 5 y 6).

9.2.6. Nitrógeno total (Nt) del suelo

En el S1, el Nt del suelo en IR de *M. lacerata* (Nt= 0.59%) fue mayor en comparación con las AA (Nt= 0.44%). El Nt en el suelo del microambiente *M. purpusii*-NIR (Nt= 0.58%) no presentó diferencias con el de *M. lacerata*-IR, pero sí con el suelo de las AA.

En el S2, el Nt en el suelo de IR de *M. polyantha* (Nt= 0.17%) fue mayor que en el suelo de las AA (Nt= 0.08%). En IR de *M. luisana* (Nt= 0.13%) no hubo diferencias en Nt con respecto a *M. polyantha*-IR ni con el suelo de las AA.

En ambos sitios de estudio, la estacionalidad de la lluvia afectó el porcentaje de Nt en el suelo de todos los microambientes evaluados. Las IR de *M. lacerata* (S1), *M. luisana* y *M. polyantha* (S2), *M. purpusii*-NIR (S1) y las AA (S1 y S2) presentaron los mayores porcentajes de Nt en el suelo colectado en la estación de lluvias que en la estación de secas (Cuadros 5 y 6).

9.2.7. Amonio (NH_4^+) y Nitrato (NO_3^-) en el suelo

En el S1, la concentración de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) en el suelo varió en función del microambiente y la estación (Cuadro 5). En la estación de lluvias, la concentración de NH_4^+ no difirió entre microambientes; sin embargo, en la estación de secas, sólo en el suelo de *M. lacerata*-IR se registró la mayor concentración de NH_4^+ y presentó diferencias con *M. purpusii*-NIR y las AA (Figura 14a).

En la estación de lluvias, el suelo de IR de *M. lacerata* y *M. purpusii*-NIR presentó mayor concentración de NO_3^- en comparación con el suelo de las AA; mientras que en la estación de secas, sólo en el suelo de *M. lacerata*-IR hubo mayor concentración de NO_3^- a diferencia del suelo de *M. purpusii*-NIR y de las AA (Figura 14b). El cociente $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$, indicó que en lluvias, el NO_3^- predominó en el suelo; mientras que en secas fue el NH_4^+ . En el suelo de IR de *M. lacerata* y *M. purpusii*-NIR predominó el NO_3^- en comparación con las AA (Figura 14c).

En el S2, la concentración de NH_4^+ en el suelo de las IR de *M. luisana* y *M. polyantha*, fue mayor que en el suelo de las AA, en ambas estaciones. La concentración de NH_4^+ no cambió entre estaciones en ninguno de los microambientes (Cuadro 5 y Figura 14a). También se registró mayor concentración de NO_3^- en el suelo de *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR en comparación con las AA. La estacionalidad de la lluvia afectó la concentración de NO_3^- en el suelo de estos microambientes, siendo mayor durante lluvias que en secas (Cuadro 5 y Figura 14b). El cociente $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ fue

mayor en la estación de lluvias indicando que el NO_3^- predominó en el suelo; mientras que en secas fue el NH_4^+ (Figura 14c).

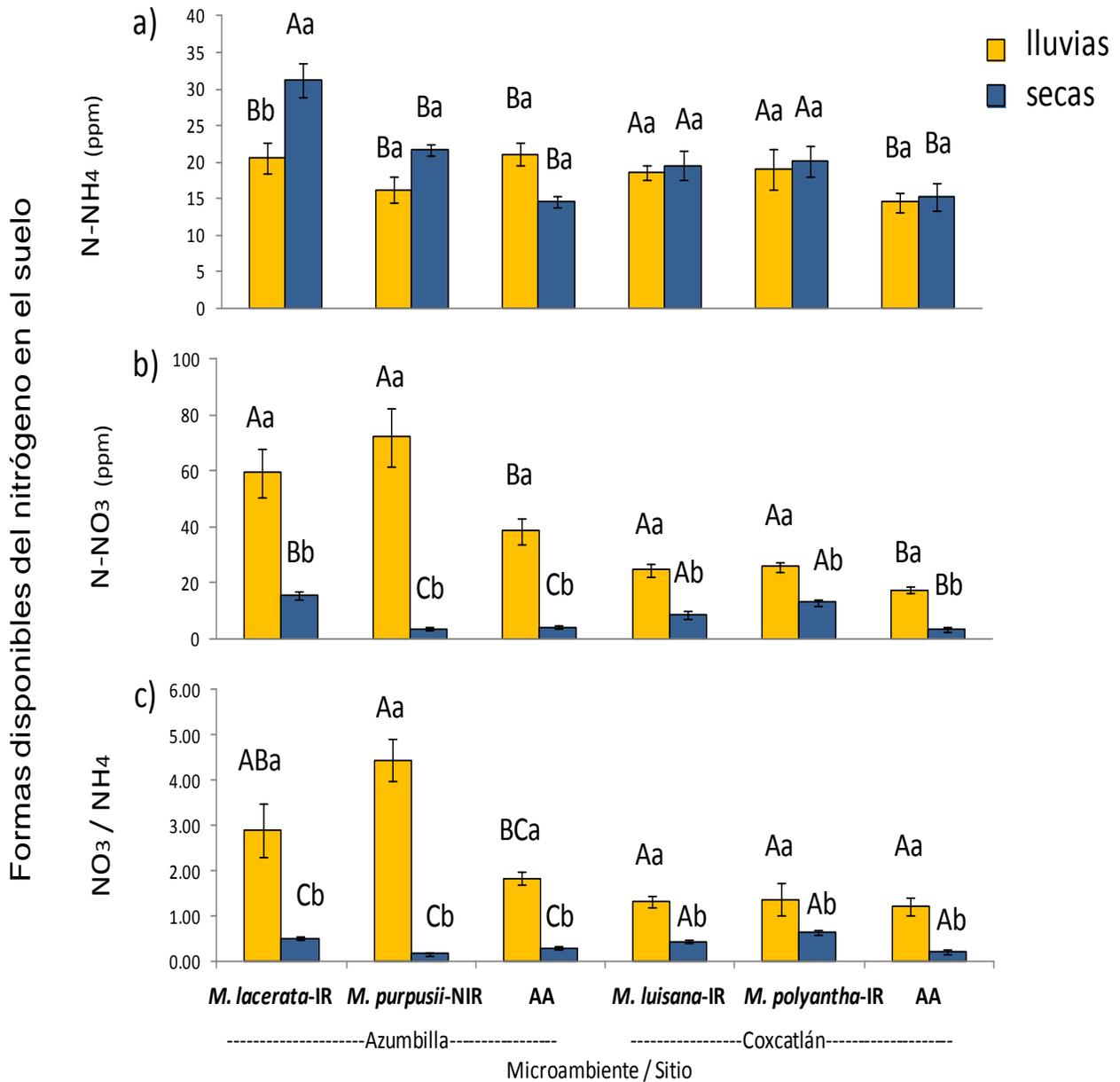


Figura 14. Concentraciones (\pm error estándar) de **a)** Amonio (NH_4^+), **b)** Nitrato (NO_3^-) y **c)** Cociente $\text{NO}_3^- / \text{NH}_4^+$ en el suelo de islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y de áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla, S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Para cada sitio, las letras mayúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que, dentro de cada microambiente, las letras minúsculas indican diferencias significativas entre estaciones ($P \leq 0.05$).

9.2.8. Fósforo disponible (PO_4^{-3}) en el suelo

En el S1, el suelo de IR de *M. lacerata* presentó mayor concentración de PO_4^{-3} que en el suelo de las AA. El suelo del microambiente *M. purpusii*-NIR, no difirió en la concentración de PO_4^{-3} del suelo de *M. lacerata*-IR, pero, sí del suelo de las AA. La estacionalidad de la lluvia no afectó la concentración de PO_4^{-3} en ninguno de estos microambientes (Cuadro 5 y Figura 15).

En el S2, hubo una interacción indicando que el PO_4^{-3} del suelo varía con el microambiente y la estación (Cuadro 5). De manera que, en la estación de lluvias, la concentración de PO_4^{-3} en el suelo no difirió entre los microambientes; sin embargo, en la estación de secas, sólo el suelo de *M. luisana*-IR presentó una mayor concentración de PO_4^{-3} que el suelo de las AA, las cuales registraron la menor concentración; mientras que en IR de *M. polyantha* los valores fueron intermedios sin diferencias con respecto a los otros dos microambientes (Cuadro 5 y Figura 15).

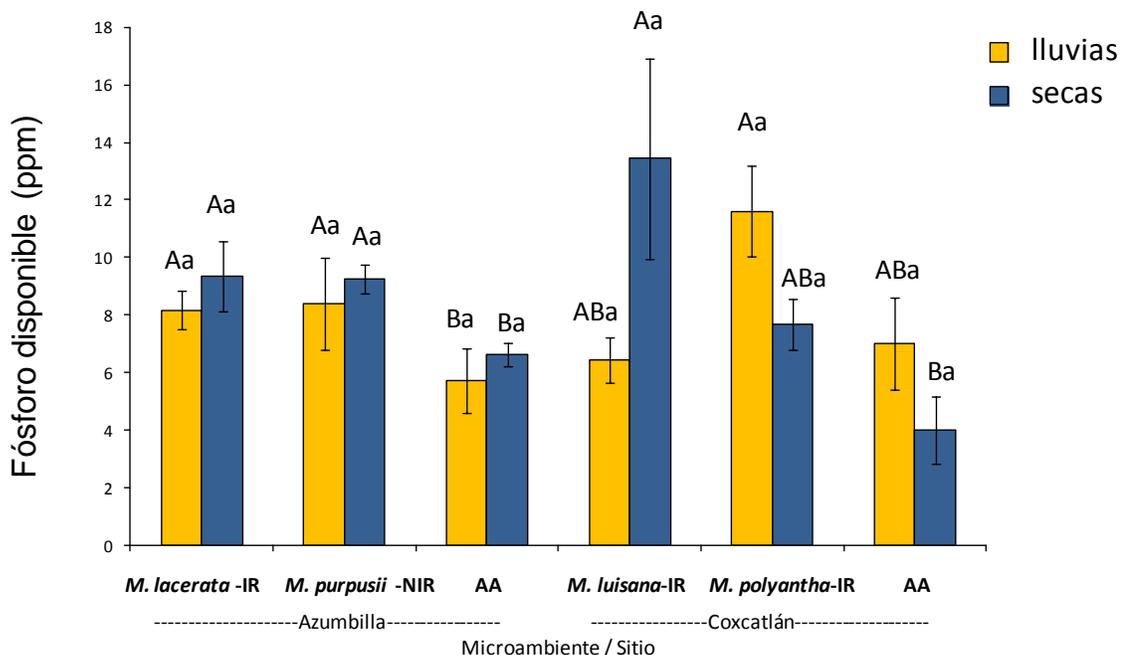


Figura 15. Concentración promedio (\pm error estándar) de fósforo disponible (PO_4^{-3} , Olsen) en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla, S2: Coxcatlán), en dos estaciones (Lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Para cada sitio, las letras mayúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre microambientes; mientras que, dentro de cada microambiente, las letras minúsculas indican diferencias significativas entre estaciones ($P \leq 0.05$).

9.3. Relación entre los HMA con las condiciones microambientales y recursos del suelo de

Mimosa-IR/NIR y AA

En el S1, el análisis de correspondencia canónica (ACC) generó dos ejes principales que, en conjunto, explicaron el 72.2% de la composición de HMA en *Mimosa*-IR/NIR y AA. Las variables que correlacionaron con el primer eje, de acuerdo con la magnitud de los vectores, fueron el PO_4^{-3} (-0.88), el COS (-0.80) y la riqueza de especies de HMA (-0.58); mientras que la variable humedad (-0.62) correlacionó con el segundo eje. La variable diversidad de especies de HMA no correlacionó con ninguno de los dos ejes (0.06 y 0.03; Figura 16).

En el ACC la riqueza de especies de HMA, en los microambientes *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y AA, correlacionó positivamente con el PO_4^{-3} (0.44), el COS (0.49) y la humedad (0.65) del suelo. De tal forma que, el ACC ordenó, separadamente, a los microambientes de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y las AA, detectando dos grupos principales en función de la composición de especies de HMA, recursos (PO_4^{-3} y COS) y condiciones (humedad) del suelo. El primer grupo, estuvo conformado por *M. lacerata*-IR-lluvias, *M. lacerata*-IR-secas y *M. purpusii*-NIR-secas, el cual, de acuerdo con la dirección y magnitud de los vectores generados en el ACC, tuvo mayor riqueza de especies de HMA y concentraciones de PO_4^{-3} y COS en el suelo, en comparación con el segundo grupo, que estuvo conformado por *M. purpusii*-NIR-lluvias, AA-secas y AA-lluvias (Figura 16).

En el S2, el ACC generó también dos ejes principales que, en conjunto, explicaron el 81.1% de la composición de HMA en *Mimosa luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y AA. Las variables que correlacionaron con el primer eje, de acuerdo a la magnitud de los vectores, fueron el NH_4^+ (-0.93), PO_4^{-3} (-0.72), COS (-0.69), la riqueza (-0.59) y la diversidad (-0.39) de especies de HMA; mientras que la variable pH (0.59) correlacionó con el segundo eje (Figura 17).

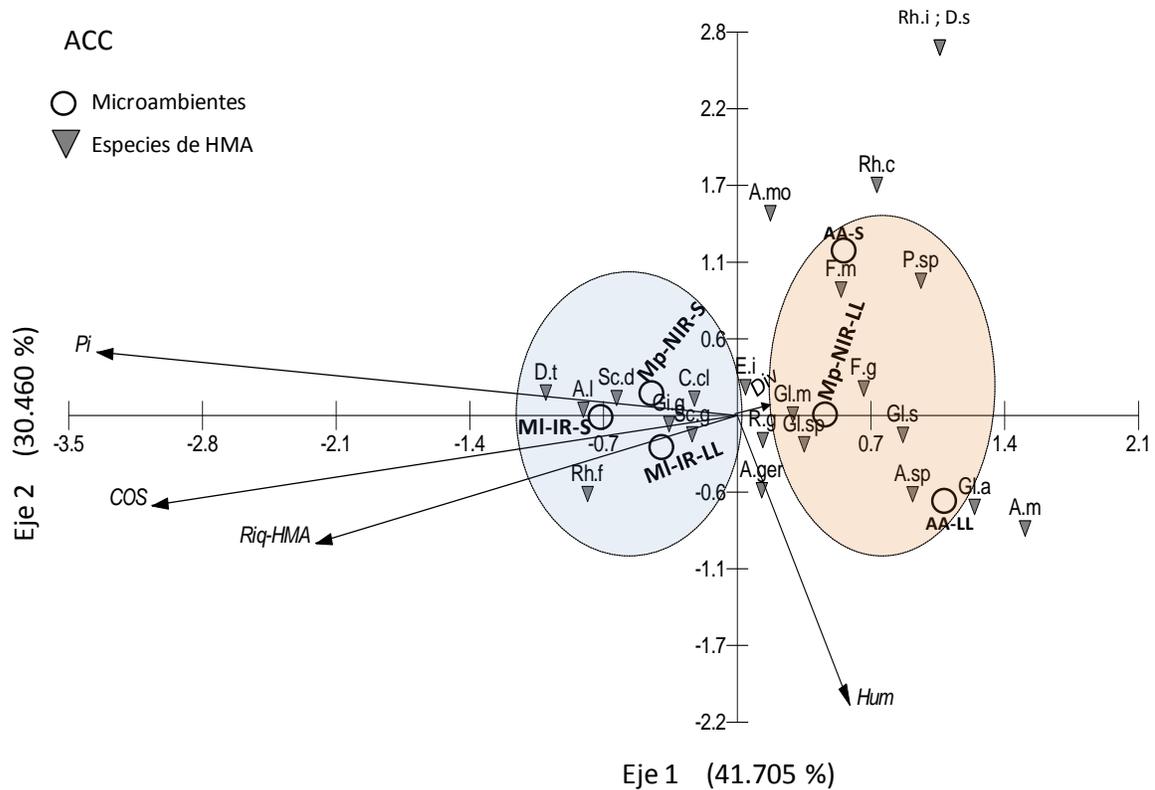


Figura 16. Análisis de correspondencia canónica (ACC) que muestra la relación de la composición de especies de HMA con las condiciones y recursos del suelo en los microambientes *Mimosa lacerata*-isla de recursos (MI-IR), *M. purpusii* no isla de recursos (Mp-NIR) y áreas abiertas (AA), en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S), en la localidad de Azumbilla, Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **A.l**=*Acaulospora laevis*; **A.m**=*A. mellea*; **A.mo**=*A. morrowiae*; **A.s**=*A. scrobiculata*; **A.sp**= *Acaulospora sp.*; **Am.a**=*Ambispora appendicula*; **A.ger**=*A. gerdemanii*; **C.cl**=*Claroideoglo mus claroideum*; **D.s**=*Diversispora spurca*; **D.t**=*D. trimurales*; **E.i**=*Entrophospora infrequens*; **Gi.c**=*Gigaspora candida*; **Gi.g**=*G. gigantea*; **R.g**=*Racocetra gregaria*; **Sc.d**= *Scutellospora dipurpurens*; **Sc.g**=*S. gilmorei*; **Sc.s**=*S. scutata*; **F.g**=*Funneliformis geosporum*; **F.m**=*F. mosseae*; **Gla**=*Glomus aggregatum*; **Gl.cory**=*G. corymbiforme*; **GLm**=*G. macrocarpum*; **GLs**=*G. spinuliferum*; **GLsp**=*Glomus sp.*; **Rh.c**=*Rhizophagus clarus*; **Rh.f**=*R. fasciculatum*; **Rh.i**=*R. intraradices*; **S.sin**=*Sclerocystis sinuosum*; **P.sp**=*Pacispora sp.*

En el ACC, la riqueza de especies de HMA en los microambientes *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y las AA, correlacionó positivamente con el NH_4^+ (0.81), PO_4^{-3} (0.38), COS (0.62) y negativamente con el pH (-0.47). La diversidad de especies de HMA correlacionó de forma positiva con el NH_4^+ (0.60) y COS (0.60). De tal manera que el ACC ordenó separadamente a los microambientes de *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y AA, detectando tres grupos distintos en función de la composición de especies de HMA, la concentración de recursos (NH_4^+ , PO_4^{-3} y COS)

y las condiciones (pH) del suelo. El primer grupo, estuvo conformado por *M. luisana*-IR-lluvias, *M. polyantha*-IR-lluvias, *M. luisana*-IR-secas y *M. polyantha*-IR-secas, el cual, de acuerdo con la dirección y magnitud de los vectores generados en el ACC, tuvo mayor riqueza y diversidad de especies de HMA; así como recursos en el suelo, tales como NH_4^+ , PO_4^{-3} y COS, en comparación con los otros dos grupos, el segundo conformado por AA-lluvias, y un tercer grupo, conformado por AA-secas (Figura 17).

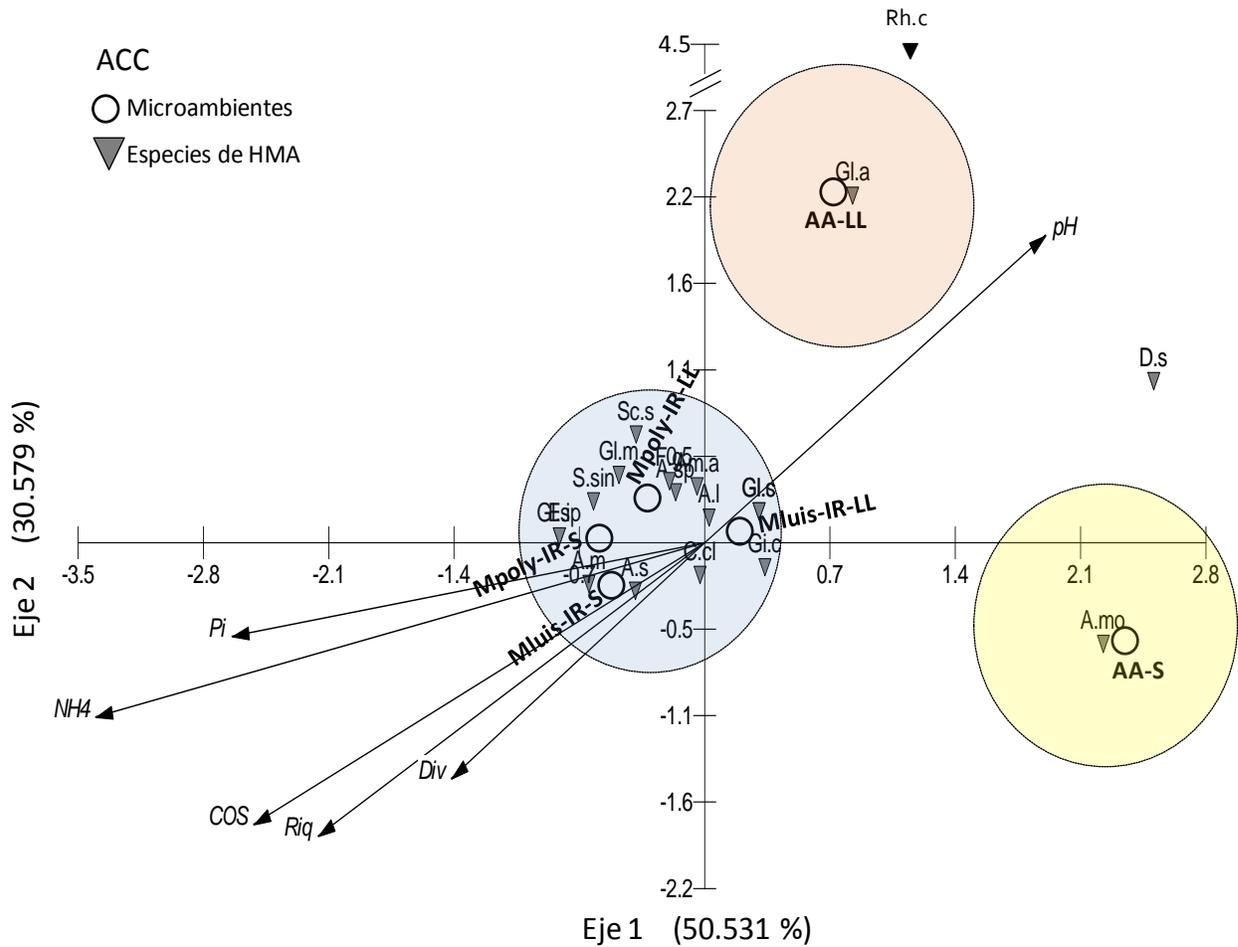


Figura 17. Análisis de correspondencia canónica (ACC) que muestra la relación de la composición de especies de HMA con las condiciones y recursos del suelo en los microambientes *Mimosa luisana*-isla de recursos (Mluis-IR), *M. polyantha*-isla de recursos (Mpoly-IR) y áreas abiertas (AA), en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S) en la localidad de Coxcatlán, Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Véase la Figura 16 para los nombres de las especies de HMA.

10. DISCUSIÓN

Esta tesis evaluó la influencia de las islas de recursos (IR) formadas por *Mimosa lacerata* (S1), *M. luisana* (S2), *M. polyantha* (S2) (*Mimosa*-IR) y de *M. purpusii* que no forma IR (*Mimosa*-NIR), sobre la riqueza, diversidad y composición de especies de HMA, el potencial de inóculo micorrícico y su relación con las condiciones y recursos del suelo; así como el efecto estacional de la lluvia sobre estas variables.

Mimosa lacerata-IR y *M. luisana*-IR favorecieron la abundancia de esporas de HMA en comparación con las áreas abiertas. Las IR, al promover el establecimiento de especies vegetales, como cactáceas y herbáceas (Carrillo-García et al., 1999; Perroni-Ventura et al., 2006), ofrecen diversos hospederos (fuentes de carbono) susceptibles de ser colonizados por los HMA, lo que podría fomentar la formación de esporas (Bonfante, 2010). En ecosistemas áridos y semiáridos, algunos arbustos como *Lycium pallidum* Miers (Solanaceae) (Titus et al., 2002), *Mimosa biuncifera* Leguminosae-Mimosoideae) (García-Sánchez et al., 2012), *Artemisia tridentata* Nutt. y *A. filifolia* Torr. (Asteraceae) (Chaudhary et al., 2014), incrementan la cantidad de estos propágulos en el suelo vs. las AA. Esto también ha sido reportado en las especies de *Mimosa* formadoras de IR en el VTC (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez, 2005). Así, el efecto positivo de *Mimosa*-IR en la abundancia de las esporas, en este estudio, soporta la hipótesis propuesta por Camargo-Ricalde y Dhillion (2003), la cual menciona que las especies de *Mimosa* formadoras de IR, en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, son reservorios de esporas de HMA; no obstante, otras especies como *M. purpusii*-NIR (S1) no son un reservorio importante, al compararlas con las AA.

Los resultados revelan una alta riqueza de especies de HMA en las *Mimosa*-IR estudiadas en el VTC. Las 29 morfo-especies de HMA registradas en *Mimosa*-IR; así como en *Mimosa*-NIR,

representan casi el 11% de los Glomeromycota descritos a nivel mundial (aprox. 238 spp; Schüßler y Walker, 2010; Oehl et al., 2011) y el 26% para México (101 spp.; Montaña et al., 2012; Méndez-Cortés et al., 2012). Esto sugiere que en el VTC, como sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad (Dávila et al., 2002), existe la posibilidad de que otras especies vegetales -incluidos otros taxa de *Mimosa* no estudiados en esta tesis- alberguen en su rizósfera otras especies de HMA aún no registradas para México e, incluso, poco conocidas a nivel mundial, como fue el caso de *Diversispora trimurales*, *Gigaspora candida* y *Glomus corymbiforme*; las cuales constituyeron tres nuevos registros para México (Chimal-Sánchez et al., 2015b). Los valores de riqueza de especies de HMA en *Mimosa*-IR/NIR en el VTC, son similares a los reportados en ecosistemas semiáridos de China (Li et al., 2007) y África (Stutz et al., 2000; Uhlmann et al., 2004, 2006), con valores de 27 y 28 especies de HMA, respectivamente; y en particular, con las 21 especies de HMA registradas en IR formadas por tres taxa de *Prosopis* (Leguminosae-Mimosoideae) y uno de *Parkinsonia* (Leguminosae-Caesalpiniaceae), en los Desiertos de Sonora y Chihuahua (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000). Esto sugiere que los ecosistemas áridos y semiáridos, como el VTC, albergan una alta riqueza de los Glomeromycota y que las plantas formadoras de IR, como es el caso de *Mimosa*-IR, pueden ser elementos muy importantes para su conservación.

Los resultados muestran también evidencias de que *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR promueven la riqueza de especies de HMA, en comparación con las AA y de *M. purpusii*-NIR (S1), esta última con valores de riqueza que no difirieron de *M. lacerata*-IR ni de las AA (Figura 7). Esto puede ser atribuido a una mayor abundancia y riqueza de herbáceas (Perroni-Ventura et al., 2006) y cactáceas (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991; Camargo-Ricalde et al., 2003) en las IR que contribuyen a la riqueza de especies de HMA (Martínez-García y Pugnaire, 2011). En contraste, esto no podría estar sucediendo en otras especies no formadoras de IR (Carrillo-García et al., 1999), como *M. purpusii*-NIR, que al ser un arbusto decumbente, puede restringir el

establecimiento de otras especies vegetales bajo su copa; mientras que un efecto equivalente se presentaría en las AA, debido a las condiciones adversas como altas temperaturas, menor humedad y baja disponibilidad de recursos registrados en el suelo (Figura 13, Cuadro 6). De manera similar a lo reportado en *Mimosa*-IR en el VTC, diversas investigaciones en ecosistemas áridos y semiáridos sustentan que las IR, en promedio, albergan un mayor número de especies de HMA (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000), en comparación con especies vegetales que no forman IR (Alguacil et al., 2009). El mayor número de especies de HMA en *Mimosa*-IR, sugiere que estos microambientes no sólo representan reservorios de esporas de HMA, sino también de la riqueza de especies de Glomeromycota.

Los índices de Shannon-Wiener, Simpson y Pielou, indicaron que *M. purpusii*-NIR y las AA (S1) mantienen una comunidad de HMA tan diversa y equitativa como la presente en *M. lacerata*-IR (Figura 8), a pesar de sus diferencias en composición de especies (Figura 9). Estos estimadores de la diversidad toman en cuenta el valor de importancia de cada una de las especies, a través de su abundancia proporcional (Moreno, 2001); así, comunidades de HMA con especies que difieren en su formación de esporas (Pringle y Bever, 2002) y estrategias de colonización (Hart y Reader, 2002), pueden variar en su abundancia y afectar la diversidad. Los resultados sugieren que las especies de HMA en *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y AA son elementos proporcionalmente importantes dentro de la comunidad de HMA; asimismo, indican que especies no formadoras de IR como *M. purpusii* e incluso las AA, son microambientes relevantes en los ecosistemas semiáridos por su contribución a la diversidad de los Glomeromycota. Este aspecto concuerda con investigaciones que registran alta diversidad de especies de HMA en IR de *Retama sphaerocarpa* y en AA (Martínez-García et al., 2011); así como, en arbustos de *Artemisia tridentata*, *A. filifolia* y en AA (Chaudhary et al., 2014) en ecosistemas semiáridos de España y Norteamérica, respectivamente. En el caso del S2, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR favorecieron la diversidad de especies de HMA en

comparación con las AA. Esto puede ser explicado porque ambas leguminosas presentaron una composición de especies de HMA más equitativa (Figura 8) y similar (Figura 9); mientras que en las AA fue al contrario. Así, las IR de *M. luisana* y *M. polyantha* no sólo tienen importancia como promotoras de la riqueza, sino también de la diversidad de especies de HMA; de manera que también representan reservorios de la diversidad de Glomeromycota.

Mimosa-IR y *M. purpusii*-NIR (S1), esta última debido a su forma de vida, afectaron la composición de especies de HMA. Las plantas de ecosistemas áridos y semiáridos, al exhibir diferentes formas de vida, determinan el establecimiento potencial de otras especies vegetales bajo su copa (Carrillo-García et al., 1999) y de hongos formadores de la micorriza arbuscular que colonizan las raíces (Alguacil et al., 2009); esto, en conjunto, pudo modificar la composición de especies de HMA asociadas con IR en comparación con aquellas que no forman IR (Alguacil et al., 2009; Martínez-García et al., 2011). El análisis de disimilitud (Figura 10) indicó cambios en la composición de especies hasta en un 52% entre *M. lacerata*-IR y *M. purpusii*-NIR, dos leguminosas que están coexistiendo (S1) y que difieren en su forma de vida (árbol vs. arbusto decumbente); mientras que, en el caso del S2, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR con formas de vida similares (árboles) sólo difirieron en un 33%. Lo anterior, sugiere que la forma de vida de *Mimosa* y la identidad de la *Mimosa* que forma IR, en conjunto, afectan la composición de especies de HMA, como se ha reportado en otras plantas que forman o no IR y que exhiben diferentes formas de vida en ecosistemas semiáridos (Alguacil et al., 2009; Martínez-García et al., 2011; Montesinos-Navarro et al., 2012a).

La estacionalidad de la lluvia cambió la abundancia de esporas y la composición de especies de los HMA en *Mimosa*-IR, pero no la riqueza ni la diversidad. Estudios en selvas tropicales (Guadarrama y Sánchez-Álvarez, 1999), dunas costeras (Singüenza et al., 1996) y ecosistemas semiáridos (Carballar-Hernández et al., 2013), han registrado un efecto estacional de la lluvia sobre

los HMA. En el VTC se ha reportado que durante la estación de lluvias se incrementa la abundancia de esporas de HMA en el suelo de *Mimosa*-IR (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez, 2005); sin embargo, este efecto sólo se detectó en *M. lacerata*-IR (S1), pero no en *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR (S2), en donde la estación seca favoreció la abundancia de esporas; mientras que en *M. purpusii*-NIR (S1) no se reportaron cambios. Estos resultados pudieran estar relacionados con las diferencias en la composición de especies de HMA registradas en *Mimosa*-IR/NIR y las AA (Figuras 9 y 10), en donde las especies de HMA parecen responder de manera distinta en la generación de esporas ante condiciones de lluvias y secas, posiblemente como una respuesta a variaciones en su fenología y estrategias de colonización (Hart y Reader, 2002; Pringle y Bever, 2002).

La disponibilidad de nutrimentos como la MOS, el N y PO_4^{-3} (Martínez-García et al., 2011; Johnson, 2010), así como las condiciones de pH y CE en el suelo (Uhlmann et al., 2004), pueden determinar la funcionalidad de la micorriza arbuscular y afectar la composición de especies de HMA asociada a IR en ecosistemas semiáridos (Martínez-García et al., 2011). El efecto estacional de la lluvia sobre la composición de especies de HMA en *Mimosa*-IR/NIR e incluso en las AA, sugieren que la comunidad de HMA asociada con estos microambientes, probablemente, requiere de cambios en su composición para responder a las variaciones estacionales del pH, CE, humedad, Nt, NO_3^- y NH_4^+ registrados en el suelo (Cuadro 6, Figura 14); pero no así en su riqueza y diversidad, quizás para mantener la funcionalidad de la comunidad de los HMA ante condiciones de humedad o sequía, y, de esta manera, garantizar las demandas nutrimentales y otros beneficios de los HMA a sus hospederos en *Mimosa*-IR/NIR. En ecosistemas áridos y semiáridos, estos aspectos no se han abordado en las investigaciones que hasta ahora han estimado la riqueza, diversidad o composición de especies de HMA en arbustos* y árboles** formadores de IR, e.g. *Prosopis* spp.** (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000); *Pistacea lentiscus** (Ferrol et al., 2004), *Retama sphaerocarpa**

(Azcón-Aguilar et al., 2003; Martínez-García et al., 2011), *Ononis tridentata** (Alguacil et al., 2009), *Artemisia tridentata** y *A. filifolia** (Chaudhary et al., 2014), por lo que se requiere de más estudios de campo y experimentales al respecto.

Los resultados del número más probable (NMP) de propágulos micorrícicos viables, en condiciones de invernadero, indicaron que *Mimosa*-IR no incrementa el potencial de inóculo micorrícico (PIM) del suelo en comparación con *Mimosa*-NIR (S1); ni con las AA. Los HMA al establecer la simbiosis micorrícica desarrollan una red de micelio en el suelo, cuya función es explorar, absorber y transferir nutrimentos de baja movilidad a su hospedero; de igual manera, este micelio tiene el potencial de desarrollar esporas y de colonizar raíces nuevas (Brundrett et al., 1996; Azcón-Aguilar et al., 2003; Smith et al., 2010). La estimación del PIM, mediante el NMP, indicó que los HMA asociados al suelo de *Mimosa*-IR/NIR y presentes en las AA, a pesar de registrar diferencias en la abundancia de esporas y composición de especies de HMA, tienen la misma potencialidad de colonizar las raíces de una planta hospedera (*S. vulgare*) y desarrollar una simbiosis funcional; esto debido a la presencia de arbuscúlos (Figura 11), en las raíces de *S. vulgare*, que son esenciales para el intercambio de nutrimentos (Bonfante, 2010). Los resultados sugieren que una comunidad de HMA con mayor riqueza y diversidad de especies -probablemente con diferentes estrategias de colonización (Hart y Reader, 2002) y capacidades para desarrollar redes micorrícicas (Voets et al., 2006)- en *Mimosa*-IR, no implica un incremento en la cantidad de propágulos micorrícicos viables (PIM) en el suelo, aunque es necesario su evaluación *in situ*.

De forma similar a los resultados del PIM registrados en *Mimosa*-IR/NIR y las AA en el VTC; Chaudhary et al. (2014), en cuatro regiones semiáridas del Desierto de la “Gran Cuenca” en el sur de Utah en los EUA, no detectaron diferencias en el PIM presente en el suelo asociado con los arbustos de *Artemisia tridentata* y *A. filifolia* con relación a las AA. Estos autores indicaron que las hifas de los HMA podrían estar explorando las AA en búsqueda de nutrimentos, posiblemente de micro-

parches como las biocostras, ricos en recursos, e.g. agua, nitrógeno y ortofosfato (Castillo-Monroy y Maestre, 2011) y así, promover en el suelo de las AA, la formación de hifas (propágulos) fisiológicamente activas y capaces de establecer la simbiosis micorrícica arbuscular cuando se presentan las condiciones y los hospederos favorables (Chaudhary et al., 2014). Además, esto también puede verse potenciado con la contribución de algunas herbáceas micotróficas que podrían establecerse en estos microambientes (Shi et al., 2007) y por las raíces micorrizadas de *Mimosa-IR* que pueden estar extendiéndose hasta las AA. Aunque en condiciones de invernadero no se detectaron diferencias en el PIM entre microambientes; *Mimosa-IR* al mejorar las condiciones microambientales y la disponibilidad de recursos en el suelo, podría ser un elemento importante para el restablecimiento del PIM del suelo en sitios con algún tipo de perturbación dentro del VTC; como se ha documentado para otros arbustos formadores de IR (*Pistacea lentiscus*, *Rhamnus lycioides*, *Olea europaea* subsp. *sylvestris* y *Retama sphaerocarpa*) en ecosistemas semiáridos de España amenazados por desertificación (Azcón-Aguilar et al., 2003).

El experimento del NMP indicó que la cantidad de propágulos micorrícicos (PIM) capaces de formar la micorriza arbuscular, no incrementa durante la estación de lluvias en *Mimosa-IR*, AA (S1 y S2) y *Mimosa-NIR* (S1) como se esperaba; por el contrario, durante la estación seca se incrementó, pero sólo en el S1. Las variaciones estacionales en la abundancia de esporas de HMA no se reflejaron en un cambio estacional en el PIM (Figuras 7 y 12), lo cual sugiere que otras características morfológicas de los HMA que se han correlacionado con el PIM en ambientes semiáridos, como la longitud y densidad del micelio en suelo y raíces (Requena et al., 1996; Azcón-Aguilar et al., 2003; Chaudhary et al., 2014), probablemente, expliquen mejor los cambios estacionales del PIM registrados sólo en *Mimosa-IR/NIR* y AA del S1. Los resultados de esta tesis, sugieren que el PIM puede verse afectado por la respuesta de la comunidad de HMA asociada a cada sitio de estudio, más que al microambiente, ante los cambios estacionales de la lluvia.

Mimosa-IR y *Mimosa*-NIR mejoraron consistentemente las condiciones microambientales y recursos del suelo en comparación con las AA, independientemente de que *M. lacerata*-IR y *M. purpusii*-NIR coexistan en un sitio (S1) con un suelo más rico en MO y Nt; mientras que *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR coexistan en un sitio (S2) pobre en estos recursos (ACP, Anexo 1). Este efecto positivo de las especies vegetales en las condiciones y recursos del suelo se ha estudiado y reportado ampliamente en los ecosistemas áridos y semiáridos (Reynolds et al., 1999; Facelli y Brock, 2000; Luna-Suárez et al., 2000; Camargo-Ricalde et al., 2002; Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Cortina y Maestre, 2005; Perroni-Ventura et al., 2006, 2010; Camargo-Ricalde et al., 2010b; García-Sánchez et al., 2012). Al respecto, se ha propuesto que la identidad de la planta, su fenología, tamaño, morfología, fisiología y relaciones simbióticas, pueden determinar los mecanismos de formación y mantenimiento de las IR, y así, explicar por qué en estos microambientes se presentan mejores condiciones y un enriquecimiento de recursos en el suelo (Aguar y Sala, 1999; Carrillo-García et al., 1999; Reynolds et al., 1999; Butterfield y Briggs, 2009).

Mimosa-IR/NIR atenuaron la temperatura del suelo hasta 10°C con respecto a las temperaturas registradas en las AA (Figura 13), lo que sugiere que la forma y tamaño de la copa de las plantas; así como su forma de vida (e.g. *M. purpusii*-NIR al ser un arbusto decumbente), regulan la cantidad de radiación solar que llega al suelo, trayendo como consecuencias menores temperaturas y tasas de evaporación (Moro et al., 1997). Esto puede explicar la mayor humedad en el suelo asociado a *Mimosa*-IR/NIR en comparación con las AA; lo cual, en conjunto, es crítico para el establecimiento y supervivencia de, por ejemplo, cactáceas (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991), diversas herbáceas (Moro et al., 1997) y para la abundancia de los HMA.

Mimosa purpusii-NIR (S1) contribuyó con MOS, COS, Nt y PO_4^{-3} de manera similar (Cuadro 6, Figura 15) que *M. lacerata*-IR, resaltando la importancia de esta leguminosa para la fertilidad del suelo. Este efecto positivo de *M. purpusii*-NIR puede deberse a su forma de vida, ya que al ser un

arbusto decumbente (Camargo-Ricalde et al., 2002) favorece menores temperaturas y mayor humedad en el suelo; y de esta manera, contribuye a la dinámica de estos recursos del suelo. En el caso del S2, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR (S2) también favorecieron la fertilidad del suelo con MOS, COS, NH_4^+ y NO_3^- (Cuadro 6, Figura 14). Este efecto de enriquecimiento de recursos también se ha reportado en el suelo asociado con arbustos, tales como *Retama sphaerocarpa* (Leguminosae) (Moro et al., 1997), *Mimosa biuncifera* (Leguminosae-Mimosoideae) (Luna-Suárez et al., 2000), *Larrea tridentata* (Zygophyllaceae) (Butterfield y Briggs, 2009) y árboles como *Acacia papyrocarpa* (Leguminosae) (Facelli y Brock, 2000) y *Prosopis laevigata* (Leguminosae) (Perroni-Ventura et al., 2006, 2010), entre otros. El proceso de enriquecimiento con MOS y COS en el suelo de *Mimosa*-IR y en el caso particular de *Mimosa*-NIR, se relaciona con sus características fenológicas, ya que durante la estación seca (noviembre-abril), como una estrategia para el uso eficiente del agua, se desprenden de sus hojas y así incorporan la mayor cantidad de MO al suelo (Pavón y Briones, 2001; Camargo-Ricalde et al., 2004; Pavón et al., 2005), en comparación con las AA, en donde factores como el viento y el agua remueven, con mayor facilidad, la hojarasca que pudiera caer en este microambiente (Aguiar y Sala, 1999; Camargo-Ricalde et al., 2010b).

Mimosa-IR incrementó las concentraciones de Nt, NH_4^+ y NO_3^- en el suelo, y *Mimosa*-NIR tuvo un efecto similar, con excepción del NH_4^+ , el cual fue equivalente a lo reportado en las AA. Se reconoce que la MOS es un almacén importante de nutrientes para las plantas y otros organismos, el enriquecimiento de la MOS con N se debe a que estas leguminosas, al igual que otras, establecen simbiosis mutualista con bacterias fijadoras de N (e.g. géneros *Ensifer/Rhizobium*) y, de esta manera, lo incorporan en su biomasa (Sprent, 2007; Camargo-Ricalde et al., 2010a, Bontemps et al., 2015). Pavón et al. (2005) reportaron que *M. luisana* presenta un uso eficiente del N, por lo que su biomasa fresca, en especial las hojas, está enriquecida con este elemento y, debido a una baja reabsorción, más del 80% del N asimilado por esta planta retorna al suelo con la caída de hojarasca.

La mayor cantidad de Nt en el suelo de *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR (S1) y *M. polyantha*-IR (S2), en comparación con sus respectivas AA, sugiere en estas especies mecanismos de circulación de N similares a los de *M. luisana*-IR (Pavón et al., 2005) que contribuyen al enriquecimiento del suelo con este nutrimento. Asimismo, la mayor disponibilidad de N inorgánico en *Mimosa*-IR podría relacionarse con una mayor biomasa y actividad microbianas en el suelo (Luna-Suárez et al., 2000; Rodríguez-Zaragoza et al., 2008), ya que, posiblemente, estos microambientes pueden presentar mayores tasas de mineralización de C y N (Austin et al., 2004; Perroni-Ventura et al., 2010) que el generado por *Mimosa*-NIR y por las AA.

Algunas condiciones microambientales y recursos del suelo en las IR/NIR de *Mimosa* variaron estacionalmente; entre ellas, la humedad, Nt, NO_3^- y PO_4^{-3} , este último sólo para el caso de *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR (Figuras 14 y 15). La mayor humedad en el suelo de *Mimosa*-IR/NIR, concuerda con la entrada de agua al ecosistema durante la estación de lluvias. En los ecosistemas áridos y semiáridos, la cantidad y frecuencia de los eventos de precipitación (pulsos hídricos) son factores que controlan distintos procesos del ciclaje de nutrimentos (Austin et al., 2004) al favorecer las tasas de mineralización del N (Yahdjian y Sala, 2010) y C como se ha reportado en el suelo de plantas formadoras de IR (Perroni-Ventura et al., 2010); estos procesos que aún no se han explorado en las IR/NIR de *Mimosa*, podrían ayudar a explicar las variaciones en las concentraciones de Nt, NO_3^- y NH_4^+ en estos microambientes.

Las condiciones microambientales y recursos del suelo, así como las variaciones estacionales afectaron la composición de especies de HMA en *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR (S1) y en las AA. Las plantas, al establecerse bajo condiciones adversas tales como suelos de baja fertilidad y movilidad de nutrimentos (e.g. PO_4^{-3}), forman la asociación micorrícica, probablemente, con aquellos HMA que proporcionen, de forma eficiente, los recursos limitantes al hospedero; de esta manera, la especie vegetal y la disponibilidad de los nutrimentos en el suelo, ejercen una presión de selección

natural sobre el ensamble de las comunidades de HMA (Johnson, 2010). El ACC indicó que el COS, PO_4^{-3} (ambos sitios), NH_4^+ (sólo S2), humedad (S1) y el pH (S2), son los principales recursos y condiciones del suelo que determinaron la composición de especies de HMA en *Mimosa*-IR (Figuras 15 y 16). Este efecto de las IR sobre los HMA, también se ha reportado para otros ecosistemas semiáridos (Alguacil et al., 2009). Por ejemplo, Martínez-García et al. (2011) indicaron que los contenidos de MOS, Nt y PO_4^{-3} en el suelo, determinaron las diferencias en la composición de especies de HMA en siete especies vegetales en coexistencia. Los resultados de esta tesis, sustentan que *Mimosa*-IR, al mejorar las condiciones microambientales y recursos del suelo, en función de la estacionalidad de la lluvia, determinan la composición de especies de HMA.

La composición de especies de HMA estuvo constituida en una menor proporción por HMA del Orden Glomerales (Figura 9; Cuadro 4) en *M. lacerata*-IR (47.3%), *M. luisana*-IR (35%), *M. polyantha*-IR (42%), e incluso en *M. purpusii*-NIR (47%), en comparación a lo reportado en IR de *Prosopis* spp. (66.5 hasta 89.5%) de ecosistemas áridos y semiáridos de Norteamérica (Stutz y Morton, 1996; Stutz et al., 2000); *Ononis tridentata* L. (94.1%) y *Retama sphaerocarpa* (66%) en España (Alguacil et al., 2009; Azcón-Aguilar et al., 2003) y otras leguminosas arbustivas como *Desmodium multiflorum* D.C. (100%), *Flemingia strobilifera* (L.) Ait & Ait.F. (60%), *Indigofera linifolia* (L.F.) Retz. (100%) y *Dalbergia yunnanensis* Franchet (72%) en China (Zhao y Zhao, 2007). En el caso de los HMA del Orden Diversisporales, se reportó una mayor representatividad en la composición de especies en *M. lacerata*-IR (46%), *M. luisana*-IR (56%) y *M. polyantha*-IR (49%), resaltando la importancia de *Mimosa*-IR como reservorio de la riqueza y diversidad de Glomeromycota (e.g. a nivel de familias, Cuadro 4), en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán.

Mimosa-IR al promover una determinada composición de especies con HMA que pertenecen a diversas familias y géneros; sugiere, de forma indirecta, la posible existencia de una diversidad de funciones de los HMA en este microambiente, debido a que distintos taxa de Glomeromycota

exhiben diversas estrategias de colonización (Hart y Reader, 2002) y capacidades para formar redes de micelio en el suelo (Voets et al., 2006), e.g. miembros de Glomeraceae brindan protección contra patógenos de la raíz (Maherali y Klironomos, 2007) mientras que los de Gigasporaceae movilizan mayor PO_4^{-3} del suelo (Smith et al., 2004; Maherali y Klironomos, 2007). Esto último, pudiera explicar una mayor movilización de PO_4^{-3} en *M. lacerata*-IR, *M. luisana*-IR, e incluso en *M. purpusii*-NIR, en relación con las AA; debido a que el principal beneficio de los HMA es mejorar la captación de este nutrimento para el hospedero (Smith et al., 2004), esto posiblemente ocurra en conjunto con la acción de otros grupos microbianos que contribuyen en la disponibilidad del PO_4^{-3} en el suelo (Barea et al., 2005). Esta diversidad funcional de los HMA, además, podría tener implicaciones en otros procesos importantes para el funcionamiento del sistema *Mimosa*-IR; tales como: la agregación y estabilización del suelo (Chaudhary et al., 2009), la fijación de N por bacterias que se asocian a las leguminosas (Scheublin et al., 2004; Veresoglou et al., 2012) y en especial a las especies de *Mimosa* (Camargo-Ricalde et al., 2010a, Bontemps et al., 2015); la coexistencia de diversas especies vegetales (Wagg et al., 2011; Montesinos-Navarro et al., 2012b) o la diversidad florística y productividad vegetal (Van Der Heijden et al., 1998a; 1998b); aspectos que deben de ser abordados en futuras investigaciones para entender la relación de estos procesos en el sistema *Mimosa*-IR con respecto a la riqueza y la diversidad de especies de HMA.

11. CONCLUSIONES

En el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, las islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR (S1), *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR (S2) son reservorios de la riqueza de especies de HMA y, particularmente en el caso de las IR de *Mimosa* en el S2, también de la diversidad de Glomeromycota, en relación con las AA. La forma de vida (*M. lacerata*-IR, árbol vs. *M. purpusii*-NIR, arbusto decumbente), la identidad de la IR de *Mimosa* (*M. luisana*-IR vs. *M. polyantha*-IR), las condiciones microambientales (humedad y pH) y los recursos del suelo (COS, PO_4^{-3} y NH_4^+), en conjunto, determinan la composición de especies de HMA en *Mimosa*-IR/NIR y AA. En condiciones de invernadero, *Mimosa*-IR a pesar de haber registrado una composición de especies de HMA diferente y mejores condiciones microambientales y recursos del suelo, no afectó el PIM; debido a que no se detectó en el experimento un incremento del NMP de propágulos micorrícicos viables capaces de desarrollar la simbiosis micorrícica arbuscular en comparación con las AA.

Mimosa purpusii-NIR a pesar de no formar IR resultó ser una leguminosa de importancia para el matorral xerófilo (S1), debido a que contribuyó de forma similar a la riqueza y diversidad de especies de HMA, a la fertilidad del suelo y al PIM, como *M. lacerata*-IR.

La estacionalidad de la lluvia afectó, de distinta manera, a la comunidad de HMA asociada con *Mimosa*-IR/NIR y AA. La estación de lluvias favoreció la abundancia de esporas sólo en *M. lacerata*-IR, mientras que en *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, fue la estación de secas. En el experimento del NMP, la cantidad de propágulos micorrícicos viables en el suelo fue mayor en la estación de secas, únicamente, en *M. lacerata*-IR, *M. purpusii*-NIR y AA del S1. Los valores de la riqueza e índices de diversidad de especies de HMA no variaron entre estaciones, pero sí la composición de especies; lo cual estuvo relacionado con cambios estacionales de las condiciones microambientales (e.g. pH, humedad) y recursos del suelo (e.g. NH_4^+).

Esta tesis reveló una gran riqueza de especies de Glomeromycota asociada a *M. lacerata*-IR, *M. luisana*-IR, *M. polyantha*-IR y *M. purpusii*-NIR; con tres nuevos registros para México: *Diversispora trimurales*, *Gigaspora candida* y *Glomus corymbiforme*. En consecuencia, se sugiere que el sistema *Mimosa*-IR es un componente estructural de las comunidades vegetales que debe de considerarse en prácticas agroforestales y de restauración ambiental, no sólo por su uso potencial para restaurar la fertilidad del suelo, sino también para la conservación de la biodiversidad de los HMA y de otros microorganismos importantes para los ecosistemas semiáridos. Además, el sistema *Mimosa*-IR, al generar un microambiente estable puede ser trascendente para el restablecimiento del inóculo micorrícico del suelo en sitios con algún tipo de perturbación dentro del Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán. Por último, se generó un modelo conceptual (Figura 18) que sintetiza los resultados de esta tesis, referente a la influencia del sistema *Mimosa*-IR y de *Mimosa*-NIR sobre la comunidad de HMA.

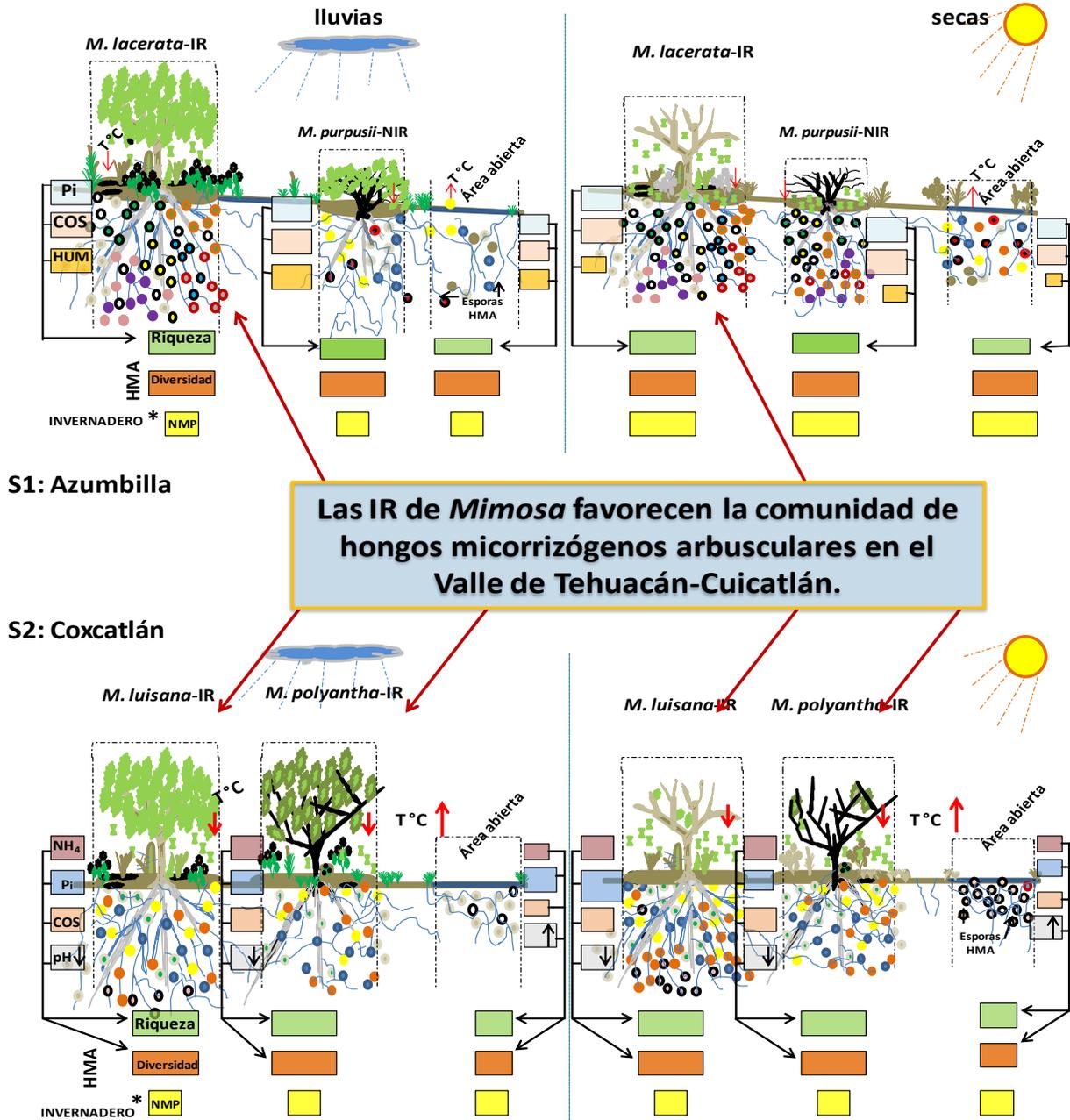


Figura 18. Modelo conceptual que sintetiza los resultados de esta tesis, referente a la influencia de las islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, así como de *M. purpusii*-NIR (S1) que no forma IR (NIR), sobre la riqueza, diversidad, composición de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y, en condiciones de invernadero*, de la cantidad de propágulos micorrícicos viables (NMP) en el suelo. La relación que hay entre estas variables fúngicas con las condiciones microambientales (humedad=Hum, pH, temperatura=T °C) y recursos del suelo (nitrógeno total=Nt, fósforo disponible=Pi, carbono orgánico=COS y Amonio=NH₄), en dos sitios de estudio (S) y dos estaciones (Lluvias y secas) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Las diferencias en los tamaños de las cajas indican cambios en las condiciones ambientales y en las propiedades del suelo, y de los HMA, dentro de los microambientes (*Mimosa*-IR/NIR y AA) y entre estaciones (Lluvias y secas). Las líneas continuas que inician en las cajas de las propiedades del suelo y terminan con una flecha sobre las cajas de la riqueza y la diversidad de los HMA, indican una correlación. Los diferentes colores de los círculos que hacen referencia a las esporas de HMA, indican las distintas especies de HMA y su abundancia en los microambientes de *Mimosa*-IR, *Mimosa*-NIR y AA.

12. LITERATURA CITADA

- Aguiar R.M., O.E Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *TREE* **14**: 273-277.
- Aguilera-Gómez L.I., I.V. Rivas-Manzano, O. Ocampo-Jiménez, V. Olalde-Portugal. 2008. Los Glomales de las planicies del Desierto de Sonora. En: Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Montaña N.M., S.L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez, A. Monroy-Ata (eds.). Mundi-Prensa S.A. de C.V., Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza UNAM. México. pp. 85-95.
- Alguacil M.M., A. Roldán, M.P. Torres. 2009. Assessing the diversity of AM fungi in arid Gypsophilous plants communities. *Environmental Microbiology* **11**: 2649-2659.
- Alguacil M.M., M.P. Torres, E. Torrecillas, G. Díaz, A. Roldán. 2011. Plant type differently promotes the arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity in the rhizosphere after revegetation of a degraded, semiarid land. *Soil Biology and Biochemistry* **43**: 167-173.
- Asbjornsen H., F. Montagnini. 1994. Vesicular-arbuscular mycorrhizal inoculum potential affects the growth of *Stryphnodendron microstachyum* seedling in a Costa Rica human tropical lowland. *Mycorrhiza* **5**: 45-51.
- Austin T.A., L. Yahdjian, J.M. Stark, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton, D.A. Ravetta, S.M. Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* **141**: 221-235.
- Azcón-Aguilar C., J. Palenzuela, A. Roldán, S. Bautista, R. Vallejo, J.M. Barea. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. *Applied Soil Ecology* **22**: 29-37.
- Barea J.M., M.J. Pozo, R. Azcón, C. Azcón-Aguilar. 2005. Microbial co-operation in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany* **56**: 1761-1778.
- Barea J.M., J. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sánchez-Castro, C. Navarro Fernández, A. López-García, B. Estrada, R. Azcón, N. Ferrol, C. Azcón-Aguilar. 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *Journal of Arid Environments* **75**: 1292-1301.
- Bashan Y., E.A. Davis, A. Carrillo-García, R.G. Linderman. 2000. Assessment of VA mycorrhizal inoculums potential in relation to the establishment of cactus seedling under mesquite nurse-tree in the Sonoran Desert. *Applied Soil Ecology* **14**: 165-175.
- Bashan Y., T. Khaosaad, B.G. Salazar, J.A. Ocampo, A. Wiemken, F. Oehl, H. Vierheilig. 2007. Mycorrhizal characterization of the boojum tree, *Fouquieria columnaris*, an endemic ancient tree from the Baja California Peninsula, Mexico. *Trees Structure and Function* **21**: 329-335.
- Bethlenfalvay J.G., Y. Bashan, A. Carrillo-García, J. C. Stutz. 2008. Mycorrhizae as biological components of resource islands in the Sonoran Desert. En: Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos, Montaña, N.M., S. L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez y A. Monroy-Ata (eds.). Mundi-Prensa S.A. de C.V., Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Autónoma metropolitana-Iztapalapa, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza-UNAM. México. p. 97-108.

- Bonfante P. 2010. Plant-Fungal interactions in mycorrhizas. En: Encyclopedia of life sciences (ELS). John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. **DOI:** 10.1002/9780470015902.a00223339.
- Bontemps C., M.A. Rogel, A. Wiechmann, A. Mussabekova, S. Moody, M.F. Simon, L. Moulin, G.N. Elliott, L. Lacercat-Dieder, C. Dasilva, R. Grether, S.L. Camargo-Ricalde, W. Chen, J.I. Sprent, E. Martínez-Romero, J.P.W. Young, E.K. James. 2015. Endemic *Mimosa* species from Mexico prefer alphaproteobacterial rhizobial symbionts. *New Phytologist* **DOI:** 10.1111/nph.13573.
- Bremmer J.M, C.S. Mulvaney. 1982. Total nitrogen. En: Methods of soil analysis. Part 2. Page A.L. R.H. Miller, D.R. Keeney (Eds.). American Society of Agronomy. Madison. Pp. 595-624.
- Brundrett M, N. Bougher, B. Dell, T. Grove, N. Malajczuk. 1996. Working with mycorrhizal in forestry and agriculture. Australian Centre for International Agricultural Research, Monograph, Canberra. 347 p.
- Brundrett C.M. 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 and Soil* **320**: 37-77.
- Butterfield J.B., J.M. Briggs. 2009. Patch dynamics of soil biotic feedbacks in the Sonoran Desert. *Journal of Arid environments* **73**: 96-102.
- Camargo-Ricalde S.L, S.S. Dhillion, R. Grether. 2002. Community structure of endemic *Mimosa* species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican Valley. *Journal of Vegetation Science* **13**: 697-704.
- Camargo-Ricalde S.L., S.S. Dhillion. 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal "resource islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Mycorrhiza* **13**: 129-136.
- Camargo-Ricalde S.L., S.S. Dhillion, C. Jiménez-González. 2003. Mycorrhizal perennials of the "matorral xerófilo" and the "selva baja caducifolia" communities in the semiarid Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Mycorrhiza* **13**: 77-83.
- Camargo-Ricalde S.L., S.S. Dhillion. 2004. Use and management of *Mimosa* species in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, a tropical semi-arid region in Mexico (Fabaceae-Mimosoideae). *Revista de Biología Tropical* **52**: 845-85.
- Camargo-Ricalde S.L., S.S. Dhillion, V. García-García. 2004. Phenology, and seed production and germination of seven endemic *Mimosa* species (Fabaceae.Mimosoideae) of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Journal of Arid Environments* **58**: 423-437.
- Camargo-Ricalde S.L., M. Esperón-Rodríguez. 2005. Efecto de la heterogeneidad espacial y estacional del suelo sobre la abundancia de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares en el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Revista de Biología Tropical* **53**: 339-352.
- Camargo-Ricalde S.L., N.M. Montaña, I. Reyes-Jaramillo, C. Jiménez-González, S.S. Dhillion. 2010a. Effect of mycorrhizae on seedlings of six endemic *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) from the semi-arid Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *TREES* **24**: 67-78.
- Camargo-Ricalde S.L., I. Reyes-Jaramillo, N.M. Montaña. 2010b. Forestry insularity effect of four *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) on soil nutrients of a Mexican semiarid ecosystem. *Agroforestry Systems* **80**:385-397.
- Caravaca F., M.M. Alguacil, J.M. Barea, A. Roldán. 2005. Survival of inocula and native AM fungi species associated with shrubs in a degraded Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 227-233.

- Carballar-Hernández S., F.J. Palma-Cruz, L.V. Hernández-Cuevas, C. Robles. 2013. Arbuscular mycorrhizal potential and mycorrhizal fungi diversity associated with *Agave potatorum* Zucc. in Oaxaca, Mexico. *Ecological Research* **28**: 217-226.
- Carrillo-García A., J.L. León de la Luz, Y. Bashan, G.J. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in disturbed area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology* **7**: 321-335.
- Casas A., A. Valiente-Banuet, J.L. Viveros, J. Caballero, L. Cortés, P. Dávila, R. Lira, I. Rodríguez. 2001. Plant resources of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* **55**: 129-166.
- Castillo-Monroy A.P., F.T. Maestre. 2011. La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista Chilena de Historia Natural* **84**: 1-21.
- Chaudhary B.V., M.A. Bowker, T.E. O'Dell, J.B. Grace, A.E. Redman, M.C. Rillig, N.C. Johnson. 2009. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. *Ecological Applications* **19**: 110-122.
- Chaudhary B.V., T.E. O'Dell, M.C. Rillig, N.C. Johnson. 2014. Multiscale patterns of arbuscular mycorrhizal fungal abundance and diversity in semiarid shrublands. *Fungal Ecology* **12**: 32-43.
- Chimal-Sánchez E., R. García-Sánchez, L.V. Hernández-Cuevas. 2015a. Gran riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Micología* **41**: 15-26.
- Chimal-Sánchez E., N.M. Montaña, S.L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez, L.V. Hernández-Cuevas. 2015b. Nuevos registros de hongos micorrizógenos arbusculares para México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* (Aceptado).
- CONANP. 2012. Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://www.conanp.gob.mx/regionales/> última consulta 8-IV-2012.
- Cortina J., F.T. Maestre. 2005. Plant effects on soil in drylands: Implications for community dynamics and ecosystems restoration. En: Binkley D. y O. Menyailo. (eds.). *Tree species effects on soil: implications for global change*. Springer. Netherlands. Pp. 85-118.
- Dávila P., M.C. Arizmendi, A. Valiente-Banuet, J.L. Villaseñor, A. Casas, R. Lira. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **11**: 421-442.
- Dhillon S.S., J.C. Zak. 1993. Microbial dynamics in arid ecosystems: desertification and the potential role of mycorrhizas. *Revista Chilena de Historia Natural* **66**: 253-270.
- Dhillon S.S., S.L. Camargo-Ricalde. 2005. The cultural and ecological roles of *Mimosa* species in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* **59**: 390-394.
- Diagne O., K. Ingleby, J.D. Deans, D.K. Lindley, I. Diakit, M. Neyra. 2001. Mycorrhizal inoculums potential of soils from alley cropping plots in Sénegal. *Forest Ecology and Management* **146**: 35-43.
- DOF. 1998. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de reserva de la biósfera, la región denominada Tehuacán-Cuicatlán, ubicada en los estados de Oaxaca y Puebla, Estados Unidos Mexicanos, Presidencia de la República, México, D.F., viernes 18 de septiembre de 1998. Diario Oficial de la Federación. Pp. 8-20.
- Douds D.D., P.D. Millner. 1999. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 77-93.
- Entry A. J., P.T. Rygielwicz, L.S. Watrud, P.K. Donnelly. 2002. Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. *Advances in Environmental Research* **7**: 123-138.

- Estrada B., M. Beltrán-Hermoso, J. Palenzuela, K. Iwase, J.M. Ruiz-Lozano, J.M. Barea, F. Oehl. 2013. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of *Asteriscus maritimus* (L.) Less., a representative plant species in arid and saline Mediterranean ecosystems. *Journal of Arid Environments* **97**: 170-175.
- Ezcurra E. 2006. Global Deserts Outlook. Division of Early Warning and Assessment. United Nations Environment Programme. Nairobi. Pp. 148.
- Facelli M.J., D.J. Brock. 2000. Patch dynamics in arid lands: localized effects of *Acacia papirocarpa* on soils and vegetation of open woodlands of South Australia. *Ecography* **23**: 479-491.
- Ferrol N., R. Calvente, C. Cano, J.M. Barea, C. Azcón-Aguilar. 2004. Analyzing arbuscular mycorrhizal fungal diversity in shrub-associated resource islands from a desertification threatened semiarid Mediterranean ecosystem. *Applied Soil Ecology* **25**: 123-133.
- Francis R., D.J. Read. 1994. The contribution of mycorrhizal fungi to the determination of plant community structure. *Plant and Soil* **159**: 11-25.
- Gai P.J. P. Christie, G. Feng, X.L.Li. 2006. Twenty years of research on community composition and species distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in China: a Review. *Mycorrhiza* **16**: 229-239.
- García-Sánchez R., A. Monroy-Ata, E. Chimal-Sánchez. 2008. Hongos micorrizógenos arbusculares asociados a diferentes plantas y matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. En: Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Montaña, N.M., S. L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez y A. Monroy-Ata (eds.). Mundi-Prensa S.A. de C.V., Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Autónoma metropolitana-Iztapalapa, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza-UNAM. México. p. 123-136.
- García-Sánchez R., S.L. Camargo-Ricalde, E. García-Moya, M. Luna-Cavazos, A. Romero-Manzanares, N.M. Montaña. 2012. *Prosopis laevigata* and *Mimosa biuncifera* (Leguminosae) jointly influence plant diversity and soil fertility of a Mexican semiarid ecosystem. *Revista de Biología Tropical* **60**: 87-103.
- Gerdemann J.W., T.H. Nicolson. 1963. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society* **46**: 235-244.
- Giovannetti M., B. Mosse. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in root. *New Phytologist* **84**: 489-500.
- González-Chávez C., R. Ferrera-Cerrato, J. Pérez-Moreno. 1998. Biotecnología de la micorriza arbuscular en fruticultura. Universidad Autónoma de Tlaxcala y Colegio de Postgraduados. Texcoco, México. 131 p.
- González-Chávez M. C., A. Alarcón, R. Ferrera-Cerrato. 2008. Biodiversidad funcional de los hongos micorrícicos arbusculares en zonas áridas y semiáridas. En: Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Montaña, N. M., S. L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez y A. Monroy-Ata (eds.). Mundi-Prensa S.A. de C.V., Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza UNAM. México. p. 11-24.
- Guadarrama P., F.J. Álvarez-Sánchez. 1999. Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. *Mycorrhiza* **8**: 267-270.
- Guadarrama P., S. Castillo, J.A. Ramos-Zapata, L.V. Hernández-Cuevas, S.L. Camargo-Ricalde. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. *Pedobiologia-Journal of Soil Ecology* **57**: 87-95.

- Hammer O., T.A. Harper, P.D. Ryan. 2001 PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4, 1-9. Software disponible en <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>
- Hart M.M., R.J. Reader. 2002. Taxonomic basis for variation in the colonization strategy of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* **153**: 335-344.
- Helgason T., A. Fitter. 2005. The ecology and evolution of the arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycologist* **19**: 96-101.
- Hernández M.H. 2006. La vida en los desiertos mexicanos. Fondo de Cultura Económica. SEP. CONACYT, CAB. Distrito Federal, México. Pp. 188.
- Hernández-Cuevas L.V., R. García-Sánchez. 2008. Propagación por esporas: el caso de las micorrizas arbusculares. En: Técnicas de estudio de las asociaciones micorrícicas y sus implicaciones en la restauración. Álvarez-Sánchez, J. y A. Monroy-Ata (Eds.). Las prensas de Ciencias. Facultad de Ciencias-UNAM. México, D.F. Pp. 29-42.
- Herrera-Arreola G., Y. Herrera, B.G. Reyes-Reyes, L. Dendooven. 2007. Mezquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango México. *Journal of Arid environments* **69**: 583-598.
- Hintze, J. 2007. NCSS y GESS. NCSS, LLC. Kaysville, Utah. <http://www.ncss.com>
- Hodge A. 2000. Microbial ecology of the arbuscular mycorrhiza. *FEMS Microbiology Ecology* **32**: 91-96.
- Hodge A., T. Helgason, A.H. Fitter. 2010. Nutritional ecology of arbuscular mycorrhizal fungi. *Fungal Ecology* **3**: 267-273.
- INVAM. 2012. International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi. West Virginia University. <http://invam.caf.wvu.edu/> ; última consulta: 15.10.2012.
- Johnson D., P.J. Vandenkoornhuyse, J.R. Leake, L. Gilbert, R.E. Booth, J.P. Grime, J.P.W. Young, D.J. Read. 2003. Plant communities affect arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community composition in grassland microcosms. *New Phytologist* **161**: 503-515.
- Johnson C.N. 2010. Resource stoichiometric elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizal across scales. *New Phytologist* **181**: 631-647.
- Kovach Computing Services. 2013. MVSP Versión 3.22 <http://www.kovcomp.com/>
- Li L.F., L. Tao, Z.W. Zhao. 2007. Differences of arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community between a cultivated land, an old field and a never-cultivated field in a hot and arid ecosystem of southwest China. *Mycorrhiza* **17**: 655-665.
- Liu A., C. Hamel, R.I. Hamailton, B.L. Ma, D.L Smith. 2000. Acquisition of Cu, Zn, Mn and Fe by mycorrhizal maize (*Zea mays* L.) grown in soil at different P and micronutrient levels. *Mycorrhiza* **9**: 331-336.
- Lovera M., G. Cuenca. 2007. Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) y potencial micorrízico del suelo de una sabana natural y una sabana perturbada de la Gran Sabana, Venezuela. *Interciencia* **32**(2): 108-114.
- Luna-Suárez S., J.T. Frias-Hernández, V. Olalde-Portugal, L. Dendooven. 2000. Catclaw (*Mimosa biuncifera*): a pest or a means to restore soil fertility in heavily eroded soil from the central highlands of Mexico? *Biology and Fertility Soils* **32**: 109-113.
- Maherali H., J.N. Klironomos. 2007. Influence of phylogeny on fungal community assembly and ecosystem functioning. *Science* **316**: 1746-1748.

- Martella M.B., V.E. Trumper, M.L. Bellis, D. Renison, F. P. Giordano, G. Bazzano, M.R. Gleiser. 2012. Manual de Ecología. Evaluación de la Biodiversidad. *Reduca*. Serie Ecología. **5**: 71-115.
- Martínez-Bernal A., R. Grether. 2006. *Mimosa* L. En: Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Novelo, R. A., R. Medina-Lemus. Fascículo 44. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. Pp. 42-99.
- Martínez-García L.B., F. Pugnaire. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi host preference and site effects in two plant species in a semiarid environment. *Applied Soil Ecology* **48**: 313-317.
- Martínez-García L.B., C. Armas, J.D. Miranda, F.M. Padilla, F.I. Pugnaire. 2011. Shrubs influence arbuscular mycorrhizal fungi communities in a semi-arid environment. *Soil Biology and Biochemistry* **43**: 682-689.
- McGee A.P. 1989. Variation in propagule numbers of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in semi-arid soil. *Mycological Research* **92**: 28-33.
- Méndez-Cortés H., Marmolejo M.J.G., Olalde-Portugal V., Cantú A.C.M., Varela F.L. 2012. Nuevos registros de hongos micorrizógenos arbusculares para México. *Revista Mexicana de Micología* **36**: 49-56.
- Méndez-Larios I., R. Lira, H. Godínez-Álvarez, P. Dávila, E. Ortiz. 2006. Proposal for the establishment of the core zones in the Biosphere Reserve of Tehuacán-Cuicatlán, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **15**: 1627-1659.
- Montaño N.M., S.L. Camargo-Ricalde, R. García-Sánchez, A. Monroy-Ata. 2008. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Mundi-Prensa S.A de C.V., Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, UAM-Iztapalapa, FES-Zaragoza UNAM. D.F. México.
- Montaño N.M., A. Alarcón, S.L. Camargo-Ricalde, L.V. Hernández-Cuevas, J. Álvarez-Sánchez, M. del C.A. González-Chávez, M. Gavito, I. Sánchez-Gallen, J. Ramos-Zapata, P. Guadarrama, I.E. Maldonado-Mendoza, S. Castillo, R. García-Sánchez, D. Trejo, R. Ferrera-Cerrato. 2012. Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. *Symbiosis* **57**: 111-126.
- Montesinos-Navarro A., J.G. Segarra-Moragues, A. Valiente-Banuet, M. Verdú. 2012a. The network structure of plant-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* **194**: 536-547.
- Montesinos-Navarro A., J.G. Segarra-Moragues, A. Valiente-Banuet, M. Verdú. 2012b. Plant facilitation occurs between species differing in their associated arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* **196**: 835-844
- Moreno-Calles A.I., A. Casas. 2010. Agroforestry systems: Restoration of semiarid zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration* **28**: 361-368.
- Moreno E.C. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Textos universitarios: Universidad Veracruzana. México. 49 p.
- Moro J.M., F.I. Pugnaire, P. Haase, J. Puigdefábregas. 1997. Mechanisms of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. *Ecography* **20**: 175-184.
- Nelson D.W., L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: Page A.L., R.H. Miller y D.R. Keeney (Eds). *Methods of soil analysis, Part 2*, 2nd edition. American Society of Agronomy, Madison, pp 535-577.
- Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT. 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Norlex Internacional S.A. de C.V. Edición electrónica de leyes. 71 Pp.

- O'Connor J.P., S.E. Smith, F.A. Smith. 2002. Arbuscular mycorrhizas influence plant diversity and community structure in a semiarid herbland. *New Phytologist* **154**: 209-218.
- Oehl F., E. Sieverding, K. Ineichen, P. Mäder, T. Boller, A. Wiemken. 2003. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of central Europe. *Applied and environmental Microbiology* **69**: 2816-2824.
- Oehl F., E. Sieverding, J. Palenzuela, K. Ineichen, A.de S. Gladstone. 2011. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. *International Mycological Association Fungus* **2**: 191-199.
- Olsen S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe, L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ 939. US Government Printing Office, Washinton D.C.
- Ortega-Larrocea M.P., C. Siebe, A. Estrada, R. Webster. 2007. Mycorrhizal inoculum potential of arbuscular mycorrhizal fungi in soils irrigated with wastewater for various lengths of time, as affected by heavy metals and available P. *Applied Soil Ecology* **37**: 129-138.
- Pagano C.M., R.B. Zandavalli, F.S. Araújo. 2013. Biodiversity of arbuscular mycorrhizas in three vegetational types from the semiarid of Ceará State, Brazil. *Applied Soil Ecology* **67**: 37-46.
- Pavón P.N., O. Briones. 2001. Phenological patterns of nine perennial plants in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* **49**: 265-277.
- Pavón P.N., O. Briones, J. Flores-Rivas. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* **60**: 1-13.
- Perroni-Ventura Y., C. Montaña, F. García-Oliva. 2006. Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semiarid environment. *Journal of Vegetation Science* **17**: 719-728.
- Perroni-Ventura Y., C. Montaña, F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility islands soil from a tropical semiarid ecosystem. *Functional Ecology* **24**: 233-242.
- Pezzani F., C. Montaña, R. Guevara. 2006. Associations between arbuscular mycorrhizal fungi and grasses in the successional context of a two-phase mosaic in the Chihuahuan Desert. *Mycorrhiza* **16**: 285-295.
- Phillips J.B., D.S. Hayman 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society* **55**: 158-160.
- Pimienta-Barrios E., E. Pimienta-Barrios, M.E. Salas-Galván, J. Zañudo-Hernández, P.S. Nobel. 2002. Growth and reproductive characteristics of the columnar cactus *Stenocereus queretaroensis* and their relationships with environmental factors and colonization by arbuscular mycorrhizae. *Tree Physiology* **22**: 667-674.
- Porter W.M. 1979. The "most probable number" method for enumerating infective propagules of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi in soil. *Australian Journal of soil Research* **17**: 515-519.
- Pringle A., J.D. Bever. 2002. Divergent phenologies may facilitate the coexistence of arbuscular mycorrhizal fungi in a North Carolina grassland. *American Journal of Botany* **89**: 1439-1446.
- Quinn P. G., M.J. Keough. 2010. Experimental desing and data analysis for biologists. Cambridge University Press. New York.
- Ramos-Zapata J, P. Guadarrama-Chávez, J.A. Navarro. 2008. Estimación del número de propágulos infectivos de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA). En: Álvarez-Sánchez, J. y A. Monroy-Ata. Técnicas de estudio de las asociaciones micorrízicas y sus implicaciones en la restauración. Facultad de Ciencias, UNAM. p.17-27.

- Ramos-Zapata J.A., P. Guadarrama, J. Navarro-Alberto, R. Orellana. 2011. Arbuscular mycorrhizal propagules in soils from a tropical forest and abandoned cornfield in Quintana Roo, Mexico: visual comparison of most-probable-number estimates. *Mycorrhiza* **21**: 139-144.
- Read J.D. 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia* **47**: 376-391.
- Redecker D., R. Kodner, L.E. Graham. 2000. Glomalean fungi from the Ordovician. *Science* **289**: 1920-1921.
- Requena N., P. Jeffries, J.M. Barea. 1996. Assessment of natural mycorrhizal potencial in a desertified semiarid ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology* **62**: 842-847.
- Reynolds F.J., R.A. Virginia, P.R. Kemp, A.G. de Soyza, D.C. Tremmel. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecological Monographs* **69**: 69-106.
- Reynolds F.J., D.M.S. Smith, E.F. Lambin, B.L. Turner, M. Mortimore, S.P.J. Batterbury, T.E. Downing, H. Dowlatabadi, R.J. Fernández, J.E. Herrick, E. Huber-Sannwald, H. Jiang, R. Leemans, T. Lynam, F.T. Maestre, M. Ayarza, B. Walker. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* **316**:847-851.
- Rillig C.M. 2004. Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecology Letters* **7**: 740-754.
- Rillig C.M., D.L. Mummey. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New phytologist* **171**: 41-53.
- Robertson P.G., D.C. Coleman, C.S. Bledsoe, P. Sollins. 1999. Standard soil methods for long-term ecological research (LTER). Oxford University Press. Pp 457.
- Robinson-Boyer L., I. Grzyb, P. Jeffries. 2009. Shifting the balance from qualitative to quantitative analysis of arbuscular mycorrhizal communities in field soils. *Fungal Ecology* **2**: 1-9.
- Rodríguez-Zaragoza S., T. González-Ruíz, E. González-Lozano, A. Lozada-Rojas, E. Mayzlish-Gati, Y. Steinberger. 2008. Vertical distribution of microbial communities under the canopy of two legume bushes in the Tehuacán Desert, México. *European Journal of Soil Biology* **44**: 373-380.
- Roldán-Fajardo B.E. 1994. Effect of indigenous arbuscular mycorrhizal endophytes on the development of six wild plants colonizing a semi-arid area in south-east Spain. *New Phytologist* **127**: 115-121.
- Ruiz G.T., S.R. Zaragoza, R.F. Cerrato. 2008. Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. *Journal of Arid Environments* **72**: 1202-1212.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 504 p.
- Sánchez-Castro I., N. Ferrol, J.M. Barea. 2012. Analyzing the community composition of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing the roots of representative shrubland species in a Mediterranean ecosystem. *Journal of Arid Environments* **80**: 1-9.
- Schenck C.N., Y. Pérez. 1990. Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. Synergistic Publications. Gainesville. USA. Pp. 286.
- Scheublin R.T., K.P. Ridgway, J.P.W. Young, M.G.A. van der Heijden. 2004. Nonlegumes, legumes, and root nodules harbor different arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Applied and Environmental Microbiology* **70(10)**: 6240-6246.
- Schüßler A., D. Schwarzott, C. Walker. 2001. A new phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research* **105**: 1413-1421.
- Schüßler A., C. Walker. 2010. Glomeromycota species list. <http://www.lrz.de/~schuessler/amphylo/>; Última consulta: 20.II.2014.

- Shi Y.S., L.Y. Zhang, X.L. Li, G. Feng. 2007. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi associated with desert ephemerals in plant communities of Junggar Basin, Northwest China. *Applied Soil Ecology* **35**: 10-20.
- Singüenza C., I. Espejel, E.B. Allen. 1996. Seasonality of mycorrhizae in coastal sand dunes of Baja California. *Mycorrhiza* **6**: 151-157.
- Smith E.S. F.A. Smith, I. Jakobsen. 2004. Functional diversity in arbuscular mycorrhizal (AM) symbioses: the contribution of the mycorrhizal P uptake pathway is not correlated with mycorrhizal responses in growth or total P uptake. *New Phytologist* **161**: 511-524.
- Smith E.S, E. Facelli, S. Pope, F.A. Smith. 2010. Plant performance in stressful environments: interpreting new and established knowledge of the roles of arbuscular mycorrhizas. *Plant and Soil* **326**: 3-20.
- Sprent I.J. 2007. Evolving ideas of legume evolution and diversity: a taxonomic perspective on the occurrence of nodulation. *New Phytologist* **174**: 11-25.
- Stürmer S. L., J. O. Siqueira. 2011. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza* **21**: 255-267.
- Stutz J.C., J.B. Morton. 1996. Successive pot cultures reveal high species richness of arbuscular endomycorrhizal fungi in arid ecosystems. *Canadian Journal of Botany* **74**:1883-1889.
- Stutz J.C., R. Copeman, C.A. Martin, J.B. Morton. 2000. Patterns of species composition and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in arid regions of southwestern North America and Namibia, Africa. *Canadian Journal of Botany* **78**: 237-245.
- Technicon. 1977. Technicon Industrial System. Method No. 329-74W/B determinations of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digest. Technicon Industrial Sys, New York.
- Titus H.J., R.S. Nowak, S.D. Smith. 2002. Soil resource heterogeneity in the Mojave Desert. *Journal of Arid Environments* **52**: 269-292.
- Turrini A., M. Giovannetti. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in national parks, nature reserves and protected areas worldwide: a strategic perspective for their *in situ* conservation. *Mycorrhiza* **22**: 81-97.
- Uhlmann E. C. Görke, A. Petersen, F. Oberwinkler. 2004. Comparison of species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in winter-rainfall areas of South Africa and summer-rainfall areas of Namibia. *Mycological Progress* **3**: 267-274.
- Uhlmann E., C. Görke, A. Petersen, F. Oberwinkler. 2006. Arbuscular mycorrhizae from arid parts of Namibia. *Journal of Arid Environments* **64**: 221-237.
- Valiente-Banuet A. 1996. La conservación de los desiertos: un desafío. *Ocelot Revista Mexicana de la Conservación. PRONATURA*. 4:34-37.
- Valiente-Banuet A., E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ecology* **79**: 961-971.
- Van Der Heijden A.M.G., J. N. Klironomos, M. Ursic, P. Moutoglis, R. Streitwolf-Engel, T. Boller, A. Wiemken, I.R. Sanders. 1998a. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* **396**: 69-72.
- Van Der Heijden A.M.G., T. Boller, A. Wiemken, I. R. Sanders. 1998b. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* **79**: 2082-2091.

- Van Der Heijden A.M.G., R.D. Bardgett, N.M. van Straalen. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* **11**: 296-310.
- Veresoglou D.S., B. Chen, M. Rillig. 2012. Arbuscular mycorrhiza and soil nitrogen cycling. *Soil Biology and Biochemistry* **46**: 53-62.
- Verma N. J.C.H. Tarafdar, K.K. Srivastava, J. Panwar. 2008. Arbuscular mycorrhizal (AM) diversity in *Prosopis cineraria* (L.) druce under arid agroecosystems. *Agricultural Sciences in China* **7**: 754-761.
- Violi A.H., A.F. Barrientos-Priego, S.F. Wright, E. Escamilla-Prado, J.B. Morton, J.A. Menge, C.J. Lovatt. 2008. Disturbance changes arbuscular mycorrhizal fungal phenology and soil glomalin concentrations but not fungal spore composition in montane rainforests in Veracruz and Chiapas, México. *Forest Ecology and Management* **254**: 276-290.
- Voets L., I.E. de la Providencia, S. Declerck. 2006. Glomeraceae and Gigasporaceae differ in their ability to form hyfal networks. *New Phytologist* **172**: 185-188.
- Wagg C., J. Jansa, M. Stadler, B. Schmid, M.G.A. Van Der Heijden. 2011. Mycorrhizal fungal identity and diversity relaxes plant-plant competition. *Ecology* **92**: 1303-1313.
- Walkley A., I.A. Black. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* **37**: 29-38.
- Walpole E.R., R.H. Myers. 1987. Probabilidad y estadística para ingenieros. 3ª ed. Interamericana. México. Pp 729.
- Wang Y.Y. M. Vestberg, C. Walker, T. Hurme, X. Zhang, K. Lindström. 2008. Diversity and infectivity of arbuscular mycorrhizal fungi in agricultural soils of the Sichuan Province of mainland China. *Mycorrhiza* **18**: 59-68.
- Wehner J., P.M. Antunes, J.R. Powell, J. Mazukatow, M.C. Rillig. 2010. Plant pathogen protection by arbuscular mycorrhizas: A role for fungal diversity? *Pedobiologia* **53**: 197-201.
- Whitcomb S., J.C. Stutz. 2007. Assessing diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a local community: role of sampling effort and spatial heterogeneity. *Mycorrhiza* **17**: 429-437.
- Whitlock C.M., D. Schluter. 2009. The analysis of biological data. Roberts and Company Publishers. Colorado, USA. Pp 567-591.
- Yahdjian L., O.E. Sala. 2010. Size of precipitation pulses controls nitrogen transformation and losses in an arid Patagonian ecosystem. *Ecosystems* **13**: 575-585.
- Zhang F.Y., P. Wang, Y.F. Yang, Q. Bi, S.Y. Tian, X.W. Shi. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi improve reestablishment of *Leymus chinensis* in bare saline-alkaline soil: Implication on revegetation restoration of extremely degraded land. *Journal of Arid Environments* **75**: 773-778.
- Zar H.J. 1984. Biostatistical Analysis. Second edition. Prentice Hall. USA. Pp. 697.
- Zhao D., Z. Zhao. 2007. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the hot-dry valley of the Jinsha River, southwest China. *Applied Soil Ecology* **37**: 118-128.

13. ANEXOS

13.1. Análisis de Componentes Principales

El análisis de componentes principales (ACP; Figura 19) indicó diferencias entre el sitio de Azumbilla (S1) y el de Coxcatlán (S2) como fue reportado por Camargo Ricalde et al. (2002). El S1 se caracterizó por estar a una mayor altitud (2232 msnm), presentar un suelo extremadamente rico en nitrógeno (Nt) y materia orgánica (MOS); así como de mayor humedad y un pH ligeramente alcalino; mientras que el S2 se encuentra a menor altitud (1140 msnm), ligeramente pobre en Nt y MOS, la humedad del suelo es baja y su pH es ligeramente ácido. El 86% de la variación de los datos y ordenación de los sitios fue explicado por estas variables.

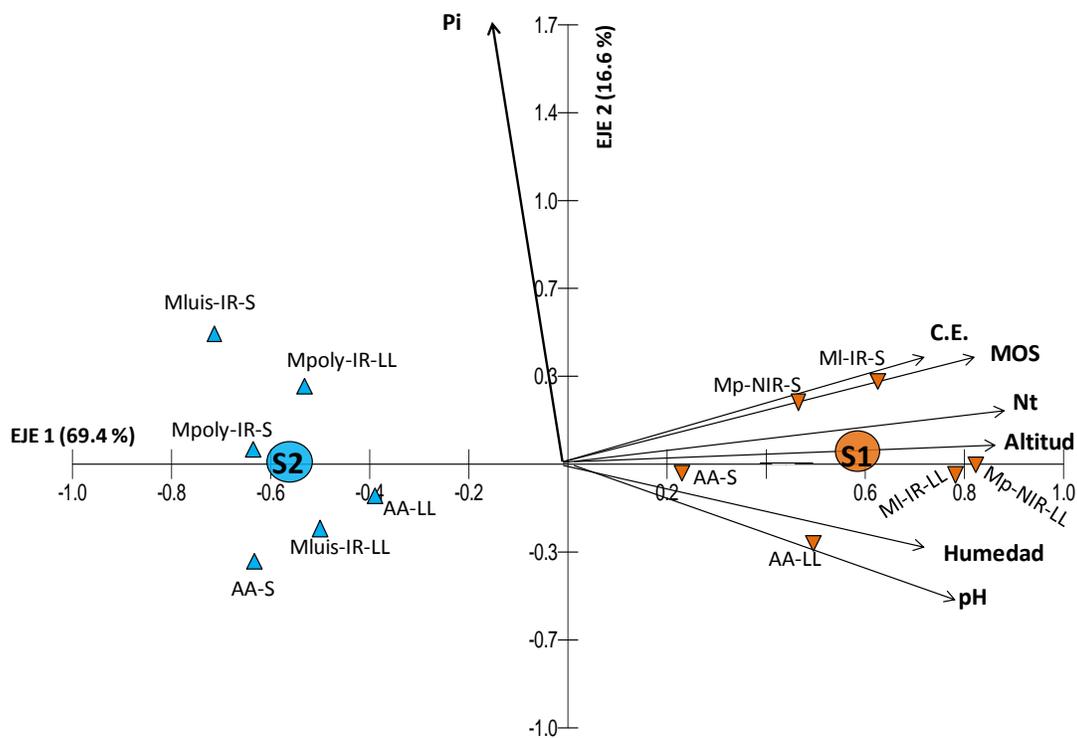


Figura 19. Análisis de componentes principales (ACP) para detectar diferencias en las condiciones microambientales y recursos del suelo entre los sitios de estudio de Azumbilla (S1) y Coxcatlán (S2) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

13.2. Riqueza de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA)

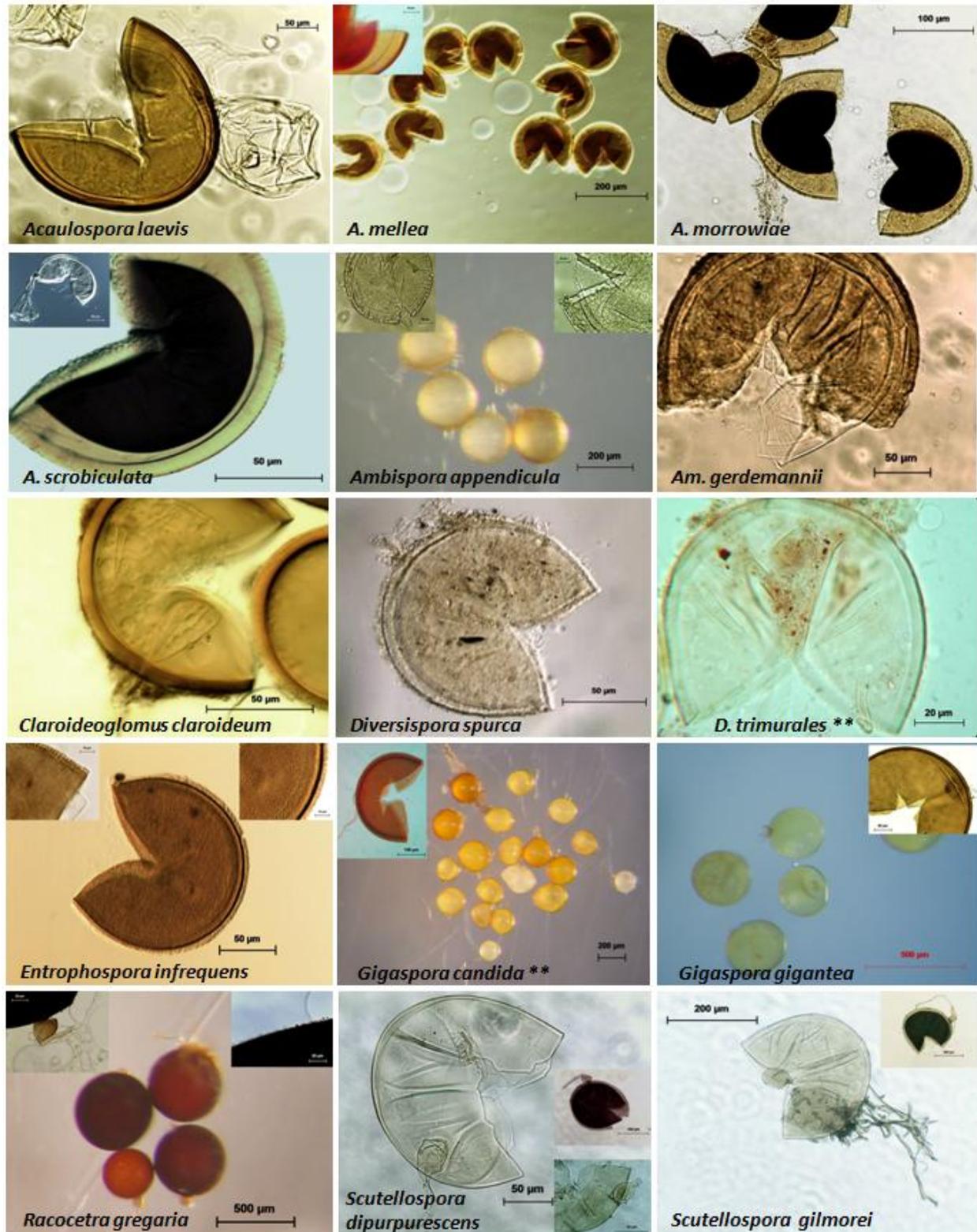


Figura 20. Micrografías de las especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, en no IR de *M. purpusii*-NIR y en áreas abiertas (AA), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **Nuevos registros de HMA para México.



Figura 20 (continuación). Micrografías de las especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, en no IR de *M. purpusii*-NIR y en áreas abiertas (AA), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **Nuevos registros de HMA para México.

13.3. ÍNDICE DE FIGURAS Y CUADROS

Figura 1.	Diagrama conceptual del sistema <i>Mimosa</i> -Isla de Recursos (<i>Mimosa</i> -IR) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca.	18
Figura 2.	Mapa de ubicación de los sitios de estudio en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca y Puebla, México.	22
Figura 3.	Diseño para la selección de plantas de <i>Mimosa</i> en dos sitios de estudio en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	23
Figura 4.	Estimación del potencial de inóculo micorrícico del suelo asociado a islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> ; en no isla de recursos de <i>M. purpusii</i> y en áreas abiertas, de dos sitios de estudio (S1, Azumbilla; S2, Coxcatlán) y en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	31
Figura 5.	Diseño experimental para evaluar el NMP de propágulos micorrícicos en el suelo de islas de recursos (IR) de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , no IR de <i>M. purpusii</i> y de áreas abiertas, de dos sitios de estudio (S1, Azumbilla; S2, Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	32
Figura 6.	Unidades experimentales en el invernadero para evaluar el NMP de propágulos micorrícicos arbusculares en <i>Mimosa</i> -IR/NIR y de áreas abiertas, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán.	33
Figura 7.	Abundancia de esporas y riqueza de especies de Hongos micorrizógenos arbusculares en islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> ; no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> ; y en áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	39
Figura 8.	Índices de diversidad a) Shannon-Wiener, b) Dominancia de Simpson y c) Equidad de Pielou, para los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> y de áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	41
Figura 9.	Composición de especies de hongos micorrizógenos arbusculares en las islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , en no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> , y en las áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), dos estaciones (Lluvias y Secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	42
Figura 10.	Dendrograma del análisis de disimilitud (Índice de Bray-Curtis) de la composición de especies de HMA en las islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , en no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> , y en las áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	43
Figura 11.	Estructuras de hongos micorrizógenos arbusculares en raíces de <i>Sorghum vulgare</i> para la estimación del potencial de inóculo micorrícico en condiciones de invernadero, en islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> y en las áreas abiertas, en dos sitios de estudio: a) S1, Azumbilla y b) S2, Coxcatlán, en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	46
Figura 12.	Estimación del número más probable de propágulos micorrícicos (condiciones de invernadero) en islas de recursos de <i>M. lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> , no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> y en las áreas abiertas, en dos sitios de estudio: a) S1, Azumbilla y b) S2, Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	47
Figura 13.	Temperatura del suelo de islas de recursos de <i>Mimosa lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> ; no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> ; en áreas abiertas y en la superficie del suelo, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.	49
Figura 14.	Concentraciones (\pm error estándar) de a) Amonio (NH_4^+), b) Nitrato (NO_3^-) y c) Cociente $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ en el suelo de islas de recursos de <i>Mimosa lacerata</i> , <i>M. luisana</i> y <i>M. polyantha</i> ; no islas de recursos de <i>M. purpusii</i> y de áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla, S2: Coxcatlán), en dos estaciones	54

(lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

- Figura 15.** Concentración promedio (\pm error estándar) de fósforo disponible (PO_4^{-3} , Olsen) en islas de recursos de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos de *M. purpusii* y áreas abiertas, en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla, S2: Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **55**
- Figura 16.** Análisis de correspondencia canónica (ACC) que muestra la relación de la composición de especies de HMA con las condiciones y recursos del suelo en los microambientes *Mimosa lacerata*-isla de recursos (MI-IR), *M. purpusii* no isla de recursos (Mp-NIR) y áreas abiertas (AA), en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S), en la localidad de Azumbilla, Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **57**
- Figura 17.** Análisis de correspondencia canónica (ACC) que muestra la relación de la composición de especies de HMA con las condiciones y recursos del suelo en los microambientes *Mimosa luisana*-isla de recursos (Mluis-IR), *M. polyantha*-isla de recursos (Mpoly-IR) y áreas abiertas (AA) en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S) en la localidad de Coxcatlán, Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **58**
- Figura 18.** Modelo conceptual de la influencia de las islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, así como de *M. purpusii*-NIR (S1) que no forma IR (NIR), sobre la riqueza, diversidad, composición de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y, en condiciones de invernadero, de la cantidad de propágulos micorrícicos viables (NMP) en el suelo. La relación que hay entre estas variables fúngicas con las condiciones microambientales (humedad=Hum, pH, temperatura=T °C) y recursos del suelo (nitrógeno total=Nt, fósforo disponible=Pi, carbono orgánico=COs y Amonio= NH_4), en dos sitios de estudio (S) y dos estaciones (lluvias y secas) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **73**
- Figura 19.** Análisis de componentes principales. Relación entre las condiciones microambientales y recursos del suelo con los sitios de estudio de Azumbilla (S1) y Coxcatlán (S2) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **84**
- Figura 20.** Riqueza de especies de HMA en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*-IR, *M. luisana*-IR y *M. polyantha*-IR, en no IR de *M. purpusii*-NIR y en áreas abiertas (AA), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **85**
- Cuadro 1.** Algunas especies vegetales, en las principales regiones desérticas de México, en donde se ha estudiado la riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares. **8**
- Cuadro 2.** Características de las cuatro especies de *Mimosa* seleccionadas en el matorral xerófilo de Azumbilla (S1) y Coxcatlán (S2), para estudiar su influencia sobre la diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares y el potencial de inóculo micorrícico en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **24**
- Cuadro 3.** Análisis de varianza de medidas repetidas. Valores de *F* y sus niveles de significancia para las variables de diversidad de HMA en los microambientes islas de recursos de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos de *M. purpusii*; y de áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1-Azumbilla y S2-Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **38**
- Cuadro 4.** Riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y abundancia acumulada de esporas (n=10) en islas de recursos (IR) de *M. lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*; no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y en áreas abiertas (AA), de dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán) en las estaciones de lluvias (LL) y secas (S), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **45**
- Cuadro 5.** Análisis de varianza de medidas repetidas. Valores de *F* y sus niveles de significancia para las propiedades del suelo en islas de recursos de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos de *M. purpusii*, y áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1-Azumbilla y S2-Coxcatlán), en dos estaciones (lluvias y secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **50**
- Cuadro 6.** Propiedades físicas y químicas del suelo registradas en islas de recursos (IR) de *Mimosa lacerata*, *M. luisana* y *M. polyantha*, no islas de recursos (NIR) de *M. purpusii*, y áreas abiertas (AA), en dos sitios de estudio (S1: Azumbilla y S2: Coxcatlán), en dos estaciones (LLuvias y Secas), en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. **51**