



Esta obra está bajo una [Licencia Creative Commons Atribución - 4.0 Internacional \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Vea una copia de esta licencia en <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>





FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE AGRONOMÍA

Tesis

**Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares
(HMA) en plantaciones de café y bosques de San
Martín, Perú**

Para optar el título profesional de Ingeniero Agrónomo

Autor:

Marlon Diaz Torres

<https://orcid.org/0000-0002-8070-4360>

Asesor:

Ing. M. Sc Mike Anderson Corazon Guivin

<https://orcid.org/0000-0001-6027-4255>

Tarapoto, Perú

2022



FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE AGRONOMÍA

Tesis


Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosque primarios de San Martín, Perú.

Para optar el título profesional de Ingeniero Agrónomo

Presentado por

Marlon Diaz Torres


Sustentado y aprobado el 22 de diciembre del 2022, ante el honorable jurado



Presidente de Jurado
Dr. Agustin Cerna Mendoza



Secretario de Jurado
Ing. Eybis José Flores García



Vocal de Jurado
Ing. M. Sc. Geomar Vallejos Torres



Asesor
Ing. M. Sc. Mike Anderson Corazon Guivin

Tarapoto, Perú

2022



ACTA DE SUSTENTACIÓN VIRTUAL

Para optar el Título de Ingeniero Agrónomo Modalidad Informe de Tesis

Mediante emisión video conferencia vía plataforma Cisco Webex Meeting, a las 10:00 horas, del día jueves del mes diciembre del año dos mil veintidós, en virtud a la DIRECTIVA N°01-2020-UNSM-T "Sustentación de Tesis de Pregrado según la Modalidad No Presencial en el Marco de la Emergencia Nacional por la COVID – 19, En la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNSM, aprobado con Resolución N° 266-2021-UNSM/CU-R, de fecha 15/03/2021, se reunió el Jurado de Tesis, integrado por:


PRESIDENTE : Dr. Agustín Cerna Mendoza
SECRETARIO : Ing. Eybis José Flores García
MIEMBRO : Dr. Geomar Vallejos Torres
ASESOR : Ing. M. Sc. Mike Anderson Corazon Guivin

Para evaluar el Informe de Tesis titulado: " Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosque primarios de San Martín, Perú", Presentado por el Bachiller en Agronomía: Marlon Díaz Torres.

Los Miembros del Jurado de Informe de Tesis, después de haber observado la sustentación virtual, las respuestas a las preguntas formuladas y terminada la réplica, luego de debatir entre sí, reservada y libremente lo declaran APROBADO con el calificativo de MUY BUENO (16), en fe de lo cual se firmó la presente acta, siendo las 12:00 horas del mismo día, dándose por terminado el acto de sustentación.


Dr. Agustín Cerna Mendoza
PRESIDENTE


Ing. Eybis José Flores García
SECRETARIO


Dr. Geomar Vallejos Torres
MIEMBRO


Ing. M. Sc. Mike Anderson Corazon Guivin
ASESOR


Marlon Díaz Torres
SUSTENTANTE

RECIBIDO POR: MAROLON DIAZ TORRES

DNI N.º.....FECHA: 22-12-2022

Declaratoria de autenticidad

Marlon Diaz Torres, con DNI N° 48286016, egresado de la Escuela Profesional de Agronomía Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de San Martín, autor de la tesis titulada: Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosque primarios de San Martín, Perú.

Declaro bajo juamento que:

1. La tesis presentada es de mi autoría.
2. La redacción fue realizada respetando las citas y referencias de las fuentes bibliográficas consultadas.
3. Toda información que contiene la tesis no ha sido plaguida.
4. Los datos presentados en los resultados son reales, no han sido alterados, ni copiada, por tanto, la información de esta investigación debe considerarse como aporte a la realidad investigada.

Por antes mencionado, asumo bajo responsabilidad las consecuencias que driven de mi accionar, sometiéndome a las leyes de nuestro país y normas vigentes de la Universidad Nacional de San Martín.

Tarapoto, 22 de diciembre del 2022



Marlon Diaz Torres
DNI N° 48286016



Ficha de identificación

<p>Título del proyecto Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosque primarios de San Martín, Perú.</p>	<p>Área de investigación: Ciencias Agrarias Línea de investigación: Gestion Integral y Sostenible de los Recursos Naturales. Sublínea de investigación: Biotecnología, protección de cultivos, bioprospección y recursos genéticos. Tipo de investigación: Básica <input checked="" type="checkbox"/>, Aplicada <input type="checkbox"/>, Desarrollo experimental <input type="checkbox"/></p>
<p>Autor: Marlon Diaz Torres</p>	<p>Facultad de Ciencias Agrarias Escuela Profesional de Agronomía https://orcid.org/0000-0002-8070-4360</p>
<p>Asesor: Ing. M. Sc. Mike Anderson Corazon Guivin</p>	<p>Dependencia local de soporte: Facultad de Ciencias Agrarias Escuela Profesional de Agronomía Unidad o Laboratorio Agronomía https://orcid.org/0000-0001-6027-4255</p>

Dedicatoria

A Dios.

A mis padres Solano y Consuelo que me demuestran día a día su incondicional apoyo, por su paciencia y el sacrificio que hicieron, para así terminar la carrera satisfactoriamente y darme esa fortaleza de salir adelante.

A mis hermanos Elkin y Charito, por ser motivo de lograr las cosas y superación en mi vida.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de San Martín (UNSM), a través del Instituto de Investigación y Desarrollo por el aporte financiero para el desarrollo de la presente investigación con Resolución N° 910-2021-UNSM/CU- R.

A los docentes de la Facultad de Ciencias Agrarias, Escuela profesional de Agronomía, por todos los conocimientos transmitidos en mi trayectoria universitaria.

A la bióloga Sofia Rengifo Del Águila, Biólogo Angel David Hernandez Amasifuen, Dr. Dianielle Karla Alves da Silva, Bach. Adela Vallejos Tapullima, Bach. Jheyli Becerra Campos y a la Biotecnóloga María Nelly Pezo Torres, por su apoyo incondicional, dedicación, y enseñanza constante en cada fase del desarrollo de la investigación.

Al Dr. Agustín Cerna Mendoza, Ing. Eybis José Flores García, Ing. M.Sc. Geomar Vallejos Torres e Ing. M. Sc. Mike Corazón Guivin, por las sugerencias, y correcciones sobre el informe de tesis.

Índice general

Ficha de identificación	6
Dedicatoria	7
Agradecimientos.....	8
Índice general.....	9
Índice de tablas	11
Índice de figuras	12
RESUMEN	14
ABSTRACT	15
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN A LA INVESTIGACIÓN.....	16
CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO	18
2.1. Antecedentes de la investigación	18
2.2. Fundamentos teóricos	20
2.2.1. El cultivo de café en San Martín.....	20
2.2.2. Hongos micorrízicos arbusculares	21
CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
3.1. Ámbito y condiciones de la investigación	24
3.1.1 Ubicación de área de estudio.....	24
3.1.2 Periodo de ejecución	24
3.1.3 Autorizaciones y permisos	24
3.1.4 Control ambiental y protocolos de bioseguridad.....	24
3.1.5 Aplicación de principios éticos internacionales.....	25
3.2. Sistema de variables.....	25
3.2.1 Variables principales.....	25
3.2.2 Variables secundarias.....	25
3.3 Procedimientos de la investigación	26
3.3.1 Determinar la riqueza de especies de HMA asociados a plantaciones de café y bosques en San Martín.....	26

3.3.2. Evaluar la estructura comunitaria en la rizosfera de plantaciones de café y bosques en San Martín.	30
3.3.3. Analizar la distribución de HMA según los factores edáficos en plantaciones de café y bosques en San Martín.....	31
3.3.4. Determinar el porcentaje de colonización micorrízica en raíces de plantaciones de café y bosques en San Martín.....	31
3.3.5. Diseño experimental y evaluación de variables	34
CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35
4.1 Determinación de riqueza de HMA.....	35
4.2. Determinación de estructura comunitaria.....	38
4.3. Composición de comunidad.....	43
4.4. Determinación de HMA según los factores edáficos	50
4.5. Porcentaje de colonización	58
CONCLUSIONES.....	62
RECOMENDACIONES	63
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
ANEXOS.....	84

Índice de tablas

Tabla 1: <i>Ubicación política de localidades de muestreo</i>	24
Tabla 2: <i>Descripción de HMA por especie, género y familia</i>	35
Tabla 3: <i>Análisis de varianza de riqueza de hongos micorrízicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades</i>	36
Tabla 4: <i>ANVA del índice Simpson de hongos micorrízicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades</i>	39
Tabla 5: <i>ANVA del índice Shannon de hongos micorrízicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades</i>	41
Tabla 6: <i>ANVA del índice de composición comunidad de hongos micorrízicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades</i>	43
Tabla 7: <i>Análisis de suelo de los parámetros físicos y químicos de dos ecosistemas en seis localidades de la región San Martín</i>	50
Tabla 8: <i>Correlación de variable de suelo con riqueza, índice Simpson e índice de Shannon</i>	55
Tabla 9: <i>Análisis de varianza en distintos ecosistemas, localidades</i>	58

Índice de figuras

<p>Figura 1: Proceso de colecta del suelo rizosférico de las plantas de café y bosque. A: Muestreo suelo, B: Suelo rizosférico, C: Biomasa radicular y D: Transporte al invernadero de la facultad de ciencias agrarias.....</p>	26
<p>Figura 2: A: Secado, B: Cortes de 2 cm raíces secundarias C: Refrigerado 4 a 6 °C suelo rizosférico para análisis Físico químico y Biológico, D: Conservación de raíces (secundarias y terciarias).....</p>	27
<p>Figura 3: A: Pesado 50 g suelo, B: Batir por 30 seg y reposar por 20 seg, C: Vaciar tamiz de 250 y 38µm, D: Sacarosa de 20 y 60%, E: Gradiente sacarosa de 20 y 60%, F: Sobrenadante en tubo falcón de 45ml, G: Centrifugar 5min 3500rpm, H: Vaciar al tamiz de 38 µm, I: Sobrenadante en la Placa Petri, J: Separación de esporas, K: Morfotipos.....</p>	29
<p>Figura 4: A: Conteo de esporas HMA, B: Esporas HMA y selección de morfo especies, C y D: Montaje e Identificación especie HMA en Pvlg y Pvlg + Melzer</p>	30
<p>Figura 5: A: Proceso de tinción de raíces en plántulas de café y bosque, B: Adición de KOH (10%) a tubos de ensayo conteniendo raíces, C: Muestras colocadas en baño maría a 90 °C, D: Adición de agua oxigenada de 20 volúmenes, E: Lavado y enjuague con agua corriente, F: Reposo para eliminar el contenido líquido, G: Adición de tinta Parker 5,7% a las raíces</p>	32
<p>Figura 6: A: Proceso de determinación del porcentaje (%) de colonización en el cultivo de Café y bosque, B: Montaje de raicillas teñidas en láminas porta objetos, C: Observación en el microscopio a aumento 40 x de estructuras intra radicales, D: Presencia de Hifas, vesículas y arbusculos en raíces teñidas</p>	33
<p>Figura 7: Riqueza específica de hongos micorrízicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en la región San Martín</p>	37
<p>Figura 8: Riqueza específica de hongos micorrízicos arbusculares en 6 localidades de la región San Martín</p>	38
<p>Figura 9: Dominancia específica de índice Simpson de hongos micorrízicos arbusculares en ecosistema agrícola y bosque en la región San Martín</p>	39
<p>Figura 10: Dominancia de índice Simpson de hongos micorrízicos arbusculares en 6 localidades de la región San Martín.....</p>	40

Figura 11: Diversidad de índice Shannon de hongos micorrozicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en la región San Martín.....	42
Figura 12: Diversidad de índice Shannon de hongos micorrízicos arbusculares en 6 localidades de la región San Martín.....	43
Figura 13: Composición de comunidad de hongos micorrízicos arbusculares en seis localidades de la región San Martín: (A) Buenos aires, (B) Chontal, (C) Cordillera Andina, (D) San Roque, (E) Santa Rosa y (F) Shamboyacu	46
Figura 14: Porcentaje de abundancia de esporas de HMA por género ecosistema agrícola, bosque.....	47
Figura 15: Porcentaje de abundancia de esporas HMA por género en las localidades	47
Figura 16: Porcentaje de colonización de hongos micorrozicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en la región San Martín.....	59
Figura 17: Porcentaje de colonización hongos micorrizicos arbusculares en 6 localidades de San Martín	60

RESUMEN

El café (*Coffea arabica* L.) es uno de los cultivos agrícolas más importantes a nivel mundial y nacional, ubicándose San Martín como principal productora nacional. Las prácticas culturales que se desarrollan podrían influenciar la diversidad poblacional microbiana del suelo entre los (HMA). Por tanto, tiene como objetivo evaluar la diversidad de HMA asociadas a plantaciones de café y bosques primarios, en seis localidades en San Martín (Santa Rosa, San Roque, Chontal, Buenos Aires, Cordillera Andina, Shamboyacu). La metodología se desarrolló en base a la colecta de suelo rizosférico y masa radicular, seguido del aislamiento e identificación de HMA. Se realizaron los análisis de la riqueza de especies de HMA, índice de dominancia de Simpson, índice Shannon de diversidad y colonización. También se realizó un análisis de correlación de Pearson para determinar las relaciones entre la riqueza, índice de Simpson e Índice de Shannon de HMA y los factores edáficos. Se desarrolló un diseño completamente al azar (DCA), con arreglo factorial 2A x 6B, considerando factor A a los ecosistemas y factor B a las localidades. Logrando identificar 28 especies de HMA en ecosistemas agrícolas y de bosque en las seis localidades en estudio. Con una ligera abundancia de los géneros *Acaulospora*, *Dominikia*, *Glomus* y *Funneliformis* en las distintas localidades. Mientras que HMA presentan dominancia de géneros de la familia Glomeraceae. La especie de HMA asociados café no presentó diferencia significativa, pero se obtuvieron promedios de 6,33 y 5,87 para ecosistema agrícola y de bosque respectivamente, siendo la localidad de Cordillera Andina presentó la mayor riqueza con 7,5 de media. La estructura comunitaria en la rizosfera de plantaciones de café demostró que la localidad de Cordillera Andina presentó la mayor diversidad de estructura comunitaria en la rizosfera de café con 1,51 de índice de Shannon. En el caso de la distribución de HMA según los factores edáficos en plantaciones de café se presentaron una correlación positiva en los parámetros de pH, conductividad eléctrica, potasio, etc. Y en algunos casos negativa como los parámetros de fósforo, limo, etc., con la riqueza y el porcentaje micorrízica en plantaciones de café se determinó que la localidad de Shamboyacu presentó el mayor porcentaje con 82,79%.

Palabras claves: *Coffea arabica*, hongos micorrízicos arbusculares, diversidad, riqueza, colonización, estructura comunitaria.

ABSTRACT

Coffee (*Coffea arabica* L.) is one of the most important agricultural crops worldwide and at the national level, the San Martín region being one of the main national producers. The cultural practices of coffee cultivation in the region may influence the diversity of soil microbial populations, including arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Therefore, the present research aims to evaluate the diversity of AMF associated with coffee plantations and primary forests in six localities of the San Martín region (Santa Rosa, San Roque, Chontal, Buenos Aires, Cordillera Andina, Shamboyacu). The methodology was conducted based on the collection of rhizospheric soil and root mass, followed by the isolation and identification of AMF. Analyses of AMF species richness, Simpson's dominance index, Shannon index of diversity and colonization were performed. A Pearson also conducted in order to determine AMF richness, Simpson's index and Shannon index of AMF and edaphic factors. A completely randomized design (CRD) was used, with factorial arrangement 2A x 6B, considering ecosystems as factor A and localities as factor B. In this sense, 28 AMF species were identified in agricultural and forest ecosystems in the six localities under study. A slight abundance *Acaulospora*, *Dominikia*, *Glomus* and *Funneliformis* different localities. While the abundance of AMF spores showed a dominance of genera of the Glomeraceae family. The species richness of AMF associated with coffee did not show significant differences, but averages of 6.33 and 5.87 were obtained for agricultural and forest ecosystems respectively, being the locality of Cordillera Andina the richest with an average of 7.5. The community structure in the rhizosphere of coffee plantations showed that the locality of Cordillera Andina presented the highest diversity of community structure in the coffee rhizosphere with 1.51 Shannon index. In the case of AMF distribution in coffee plantations according to edaphic factors, a positive correlation was observed in the parameters of pH, electrical conductivity, potassium, etc. In some cases a negative correlation between the parameters of phosphorus, silt, etc., richness and diversity AMF was in coffee plantation roots, it was determined that the Shamboyacu locality presented the highest percentage with 82.79%.

Keywords: *Coffea arabica*, arbuscular mycorrhizal fungi, diversity, richness, colonization, community structure.



CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN A LA INVESTIGACIÓN

Los hongos micorrízicos arbusculares establecen la mayoría de las plantas (Barrera, 2009). Estos microorganismos se encuentran tanto en sistemas agrícolas como en naturales (Sieverding, 1991), y de acuerdo con (Van Der Heijden et al., 1998) se señala el desarrollo de ecosistemas debido a que están relacionados con su regulación y con el mantenimiento de las comunidades florísticas.

Se ha reportado que las comunidades de hongos micorrízicos arbusculares se ven afectadas por distintos factores tanto abiótico como bióticos (Horan y Chilvers, 1990). Entre los factores bióticos se pueden mencionar especies hospederas tales como *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria ruziziensis* y *Brachiaria brizantha*, las cuales son ampliamente reconocida por su gran capacidad de establecer relaciones simbióticas con los hongos micorrizas arbusculares (Combatt et al., 2008). De la misma forma, se ha reportado una tendencia de alto porcentaje de micorrización (Almeida et al., 1985). Por otra parte, las condiciones edáficas también tienen un papel fundamental en la actividad microbiana, la cual se puede ver afectada por parámetros inherentes como la humedad, disposición de nutrientes, por que son orientadas a optimizar la productividad de los cultivos. En este contexto, cabe mencionar que el suelo podría contaminarse con sustancias químicas llevandolo a degradación y contaminación resultando tóxicas para las plantas y los microorganismos, como el HMA (Entry et al., 2002).

Las malas prácticas agrícolas, afectan en la mayor parte al desarrollo y supervivencia en particular utilización, rotación del mismo modo del medioambiente (temperatura, precipitación, etc.) son determinantes (Gianianazzi, 1994). Dodd (2000), menciona que las prácticas agrícolas de hoy en día o también conocidas como modernas, tienen altos niveles de fertilizantes y plaguicidas, así como los monocultivos a largo plazo, han demostrado tener efectos adversos sobre la diversidad microbiota del suelo en general.

La región San Martín se caracteriza por presentar una alta actividad agrícola y tiene como uno de sus cultivos principales al café (Rojas et al., 2021). En el año 2020 la región San Martín fue uno de los principales departamentos a nivel nacional, presentó una producción de 181,3 mil toneladas con un rendimiento de 1 011 kg/ha, (Ministerio de Agricultura y Riego, 2020). Cabe mencionar, a pesar de la importante área agrícola dedicada al cultivo de café, no se han encontrado reportes sobre como este cultivo y sus prácticas afectan las poblaciones microbianas del suelo. En este contexto, hace necesario investigar acerca de bajo diferentes ecosistemas, tanto no perturbados como es el caso de los bosques, como

en el caso de ecosistemas perturbados antrópicamente, como los agroecosistemas de café.

Al respecto, el objetivo principal de la presente investigación fue evaluar la diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) asociadas a plantaciones de café y bosques adyacentes, en la región San Martín.

Adicionalmente, los objetivos específicos fueron:

- a) Determinar la riqueza de especies HMA asociados a plantaciones de café y bosques en San Martín.
- b) Evaluar la estructura comunitaria en la rizosfera de plantaciones de café y bosques en San Martín.
- c) Analizar la distribución de HMA según los factores edáficos en plantaciones de café y bosques en San Martín.
- d) Determinar el porcentaje de colonización micorrízica de HMA en raíces de plantaciones de café y bosques en San Martín.

CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

Lozano et al. (2015) en Colombia, mencionan que la diversidad de hongos micorrízicos arbusculares fue alta con manejos agroecológicos que, en aquellas utilizando agroquímicos.

Vega (2011) en México, concluye que promueve la variación de comunidades de micorrízicos arbusculares. Asimismo, Pereira et al., (2018) en Brasil, al evaluar los efectos de las prácticas de manejo en áreas protegidas de Mata Atlántica en el Noreste de Brasil reportaron que la diversidad de especies y la colonización de micorrizas fueron significativamente mayores en las áreas protegidas en comparación con áreas agrícolas. Andrade et al., (2009) en Brasil, señalan la importancia ecológica y agrícola de la simbiosis de HMA en el café, principalmente la etapa de formación de plántulas.

Lovera y Cuenca (2007) en Venezuela, con el objetivo de comparar la diversidad de micorrizas y su potencial en una sabana natural, realizaron inventario exhaustivo de la diversidad de esporas de HMA, en suelos de campo y utilizando potes "trampa". Los resultados que obtuvieron desmotraron la existencia de una elevada diversidad de especies de HMA en la sabana natural, señalando la alta vulnerabilidad de ciertos géneros como *Scutellospora* y *Gigaspora*. Ellos reportan que la composición de especies pudiera estar implicado en la escasa recuperación y el tipo de vegetación.

Acosta (2021), con objetivo reportar diversidad de Hongos Micorrízicos Arbusculares en (Perú) realizó muestreo de suelo rizosferico en 12 plantaciones de sacha inchi, logrando identificar una alta diversidad de estos microorganismos (32 especies), siendo los *Glomus* y *Claroideoglomus*, presentando plantaciones del género *Acaulospora*. Así mismo, Arteaga (2019) en San Martín - Perú, identificó total de 31 especies de HMA en suelos de 12 localidades de plantaciones de café, mostrando una alta diversidad de estos microorganismos asociados a este cultivo.

Corazon-Guivin et al. (2019 a, b, c, d) y Song et al. (2020) en San Martín - Perú, reportaron cinco nuevas especies de hongos micorrízicos arbusculares (*Funneliglomus sanmartinensis*, *Nanoglomus plukenetiae*, *Microkamienskia peruviana*, *Acaulospora aspera* y *Paraglomus occedentale*) en campos agrícolas de plantaciones de sacha inchi (*Plukenetia volubilis*) y café (*Coffea arábica*); Así mismo, Corazon-Guivin et al., (2020) reportaron a *Rhizoglomus variabile* en estos mismos cultivos. Estos resultados, en

conjunto, demuestran nuevas especies de HMA asociados a la rizosfera de estos cultivos de gran importancia en la región San Martín.

Medina (2017), menciona que la distribución geográfica de los hongos micorrizicos arbusculares estuvieron determinados por épocas climáticas (húmeda y seca), pH, fósforo, materia orgánica. Así mismo, esos resultados evidenciaron que existe una mayor longitud de micelio extraradical y mayor número de esporas, mientras que en la época húmeda mostró mayor porcentaje de colonización.

Xu et al. (2017), con el objetivo de determinar el impacto de la influencia antropogénica en la diversidad de HMA en la meseta tibetana y su función ecológica potencial. Compararon comunidades de HMA en suelos cultivables con las de bosques nativos y pastizales en el sureste del Tíbet, donde encontraron diferencias significativas y diferentes tipos de uso de la tierra.

Longo et al. (2016), mencionan que el cambio de uso de la tierra supondrá la principal amenaza para la biodiversidad en todo el mundo, en específico para los HMA presentes y dominantes en suelos de bosque. Mediante un metaanálisis demostraron, a escala local, la conversión y la degradación de los hábitats promueven en promedio una disminución global del 8,1 % de la riqueza de especies y del 10,1 % de la abundancia. Reportando que esos cambios en la biodiversidad mediados por el hombre afectan fuertemente la estabilidad del ecosistema y diversidad de HMA.

Xiang et al. (2014), la influencia del uso de la tierra en las comunidades HMA en ecotono agrícola-pastoral del norte de China, realizaron una investigación a escala de paisaje para comparar las comunidades de HMA entre pastizales y tierras de cultivo en el ecotono agrícola-pastoril. Donde determinaron que el uso de tierras redujo significativamente la riqueza de HMA y la densidad de longitud de hifas extraradicales, y estos tipos de uso de la tierra también difirieron significativamente. Finalmente indicaron que altas concentraciones de fósforo en suelo y mala estructura son perjudiciales para los HMA en este frágil ecosistema.

Zangaro et al. (2013), mencionan que los grupos funcionales de las plantas y la estacionalidad moderada en el estado fúngico de las HMA (colonización de raíces y densidad de esporas) durante 13 meses consecutivos en una cronosecuencia de sucesión en el sur de Brasil, que consiste en campo de pastizales, vegetación en región de transición de zonas tropicales a subtropicales. En el caso de ellos reportan que disminuyeron con el avance de la sucesión y fueron más altas en los sitios de sucesión temprana con pastizales y vegetación de matorral, intermedias en el bosque secundario y más bajas en el bosque maduro.

Arias et al. (2012), evaluaron HMA medidos por esporas y analizaron las similitudes entre las comunidades de HMA y las que ocurren un parche nuboso montano para evaluar capacidad y reservar la comunidad nativa de HMA. De 120 muestras de suelo detectaron 33 morfoespecies. Las morfoespecies *Glomus*. No encontrando diferencias de riqueza en HMA entre los sitios. La diversidad fue similar en la mayoría de café.

Tchabi et al., (2008), las sabanas subsaharianas de África occidental investigaron el desempeño fundamental de los HMA en natural al mejorar eficiencia del uso de nutrientes de las plantas, para ello determinaron la composición de especies de HMA en tres zonas ecológicas que se diferencian por una estación seca cada vez más prolongada de sur a norte. En estas áreas detectaron un total de 60 HMA. La riqueza de especies fue generalmente más alta en las sabanas naturales y más bajas bajo el manejo intensivo de campos agrícolas.

Opik et al. (2006), determinaron la diversidad de HMA en un bosque de coníferas rico en hierbas boreales e intensidad forestal. A partir de este análisis encontraron 34 taxones de Glomeromycota, incluidos ocho nuevos taxones. No detectaron efectos del manejo forestal, especies de plantas hospederas sobre fúngicos en muestras de raíces. Sus hábitats para HMA y plantas. Sugiriendo efectos más complejos de factores bióticos y las comunes de manejo de HMA.

2.2. Fundamentos teóricos

2.2.1. El cultivo de café en San Martín

A) Superficie y distribución

Según el Minagri (2020) la superficie de áreas cosechadas a nivel nacional destaca evidentemente a Junín y San Martín siendo este el mayor productor con 88 200 hectáreas, ambas representando el 49% de la producción con 181,3 mil toneladas.

B) Diversidad genética

La diversidad genética se da, de acuerdo con el número cromosómico y en el género *Coffea* y se divide en dos conjuntos: el conjunto de especies diploides ($2n=22$ cromosomas) conformado por *C. canephora*; *C. liberica*; *C. stenophylla*; *C. racemosa* y el conjunto de los tetraploides ($2n=4x=44$ cromosomas) conformado por *C. arábica* (Regalado, 2006 citado por Quintana, 2018).

De acuerdo con el resultado de un análisis de citogenética molecular, *Coffea arábica* es una especie anfidiplóide, como resultado de una hibridación natural entre las especies diploides convergentes, *C. canephora* y *C. eugenoides*, (Lashermes et al., 2000 citado por Quintana, 2018).

Procede solo de 3 especies principales como *C. arábica* y *C. canephora*, y en una escala muy reducida de *C. liberica* (León, 2000). Por otro lado, hay países como Mozambique donde todavía se cultiva la *C. racemosa* (Anthony et al., 1999). Una gran parte se localizan en principales bancos de germoplasma, encontrándose ubicados en países como Camerún, Colombia, Costa Rica, Etiopía y Madagascar (Dulloo et al., 2001).

C) Condiciones relacionadas con los ecosistemas cafícolas en San Martín

San Martín presenta adecuadas condiciones que se encuentran relacionadas con su altitud, relieve y fisiografía. Las áreas cafetaleras muestran características peculiares que van desde 30% a más de 80%, asimismo las altitudes superiores a 1 200 m.s.n.m, son condiciones aptas en la producción de café de excelente calidad (MINAGRI, 2008).

San Martín se caracteriza por poseer niveles altitudinales. Las zonas como Lamas, Moyobamba y Rioja; se encuentran en altitudes media y baja; mientras que el lugar de Tocache está ubicado en condiciones de baja altitud (MINAGRI, 2008). Las zonas de parte media y parte alta son las que presentan las mejores condiciones para el cultivo de café.

2.2.2. Hongos micorrízicos arbusculares

A) Definición

La palabra micorriza se ha formado de dos términos: uno que es griego “mykos” que significa hongo y el otro que es el término latino “Rhiza” que significa raíz. La palabra puntual utilizó para describir agrupaciones que constituyen a través de plantas terrestres detallado por Frank (1885).

B) Taxonomía

Los hongos micorrízicos arbusculares antiguamente estaban ubicados en el orden Glomales de la clase Zygomycetas y se agrupaban en seis géneros con aproximadamente 150 especies, (Hernández, 2003). Sin embargo, otra clasificación de los Hongos Micorrízicos Arbusculares basada en evidencias

moleculares lo considera a un nivel de phylum Glomeromycota que poseen nueve familias que están agrupados en cuatro ordenes (Glomerales, Diversisporales, Paraglomerales, Archaeosporales) (Schüßler et al. 2001).

C) Ecología

Según Pérez-Moreno y Read (2004) las poblaciones de hongos micorrízicos arbusculares son dominantes en las zonas tropicales, en donde establecen simbiosis con los árboles, arbustos y plantas herbáceas e influyen en gran parte en su diversidad y funcionamiento. Por otra parte, se ha reportado que los HMA también están presentes en otros tipos de ecosistemas, además su distribución no es uniforme, porque existen diferentes clases de suelos y cultivos que influyen en su desarrollo (Sieverding, 1991).

Una circunstancia que perjudica son las alteraciones antropogénicas, específicamente degeneración, esto hace a la diversidad que solo se puede recuperar a niveles de ecosistemas oriundos (Cuenca *et al.*, 1998).

D) Diversidad de HMA asociados con cafetales en San Martín

Según Arteaga (2019) en San Martín se logró identificar taxonómicamente 31 especies de HMA de suelo rizosférico en café. Las que presentaron mayor dominancia pertenecieron a los géneros *Glomus* y *Acaulospora*, con presencia de todas las fuentes de inóculo y las especies del *Claroideoglosum*. Así mismo, cabe mencionar que también se encontró una especie llamada *Funneliformis sanmartinensis* que había sido previamente reportada en sacha inchi (Corazon-Guivin et al., 2019).

E) Diversidad de HMA asociados a bosques

Benedetti et al. (2018), identificaron 23 especies de HMA de las familias (*Acaulospora*), (*Entrophospora*), (*Funneliformis*, *Glomus*, *Rhizophagus* y *Sclerocytis*) y (*Paraglomus* aff. *Laccatum*) siendo una descripción cuantitativa de asociación de HMA en formaciones naturales de *Peumus boldus* en Chile Central. Dentro de las especies encontradas, se destacan a *Funneliformis badius* y *Funneliformis constrictus* cuya presencia se detectó en todos los sitios muestreados.

Gavito et al., (2008) evaluando especies de HMA, en tres usos de suelo: bosques primarios, bosques secundarios y pastizales, encontró que existen cambios debido al uso del suelo, pues se evidenció una mayor riqueza de

especies en los bosques primarios, con respecto a los bosques secundarios y pastizales.

F) Metodología para medir la diversidad HMA

a) Concepto de diversidad

De acuerdo con Vega (2011) la diversidad o riqueza de un determinado lugar puede interpretarse como registro.

b) Diversidad alfa

Puede ser medidas fácilmente en función del número de especies y la diversidad alfa (Vega, 2011)

Adicionalmente, cabe señalar que la estructura de la comunidad está relacionada con la dominancia y al respecto tiene en cuenta el valor de cada especie (Moreno, 2001).

c) Diversidad beta

La diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Vega, 2011).

El tamaño de la variedad beta tiene un tamaño diferente porque se basa en la proporción o la diferencia. Estas relaciones se pueden estimar a partir de índices o coeficientes de similitud o distancia entre muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies).

Los índices de similitud, por otro lado, representan el grado que las muestras pueden ser similares debido a las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, un índice de la variación de especies entre dos muestras (Vega, 2011).

CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ámbito y condiciones de la investigación

3.1.1 Ubicación de área de estudio

La investigación se realizó en la región San Martín en cuatro provincias y seis localidades, cuya información política se describe en la tabla.

Tabla 1

Ubicación política de localidades de muestreo

Región	Provincia	Distrito	Localidades y altitud de cada lugar de muestreo	Georreferencia (UTM 18)
San Martín	San Martín	Banda de Shilcayo	Santa Rosa (589 m.s.n.m)	0355555
	Lamas	San Roque	San Roque (602 m.s.n.m)	0339494
		San Roque	Chontal (1 150 m.s.n.m)	0331654
	El Dorado	San Martín de Alao	Buenos Aires (1 115 m.s.n.m)	0304920
	Moyobamba	Moyobamba	Cordillera Andina (1 168 m.s.n.m)	0293336
	Picota	Shamboyacu	Santa Rosa (489 m.s.n.m)	0383179

3.1.2 Periodo de ejecución

La investigación se ejecutó entre marzo a septiembre de 2022.

3.1.3 Autorizaciones y permisos

3.1.3.1 Colecta de muestras

Para la colecta de muestras no se necesita autorizaciones y permisos ya que las colectas se realizarán en parcelas de agricultores sin dañar el medio ambiente o áreas protegidas.

3.1.3.2 KOH

Siendo un reactivo de uso de peligroso, el laboratorio cuenta con un contrato con la empresa Ecoterra para el desecho del material con el uso de KOH y evitar la contaminación del medio ambiente.

3.1.4 Control ambiental y protocolos de bioseguridad

El proyecto se rigió por los protocolos de bioseguridad establecidos para laboratorios en sedes y filiales de la Universidad Nacional de San Martín y aprobados con resolución N° 298-2018-UNSM/CU-R/NLU. Al mismo tiempo los responsables y colaboradores de este

proyecto se rigieron bajo las normas para afrontar el COVID-19 y protocolos de bioseguridad establecidos con código SL02LA28.

3.1.5 Aplicación de principios éticos internacionales

Se respetó los principios éticos generales de la investigación: entre los que cabe destacar: totalidad/integridad, respeto a las personas, respeto al ecosistema.

3.2. Sistema de variables

3.2.1 Variables principales

A) Determinar la riqueza de especies de HMA asociados a plantaciones de café y bosques en San Martín

- Riqueza de especies
- Identificación taxonómica HMA

B) Evaluar estructura comunitaria en la rizosfera de plantaciones de café y bosques en San Martín

- Índice de Simpson
- Índice de Shannon
- Proporción de abundancia de HMA

C) Analizar la distribución de HMA según los factores edáficos en plantaciones de café y bosques en San Martín

- | | |
|---------------------------|--------------------------------------|
| - pH | - Arcilla |
| - Conductividad eléctrica | - Capacidad de intercambio catiónico |
| - Fósforo | - Cation Calcio |
| - Potasio | - Cation magnesio |
| - Carbono | - Cation Potasio |
| - Materia orgánica | - Cation sodio |
| - Nitrógeno | - Cation Aluminio |
| - Textura | - Suma de cationes |
| - Arena | - suma de bases |
| - Limo | - Porcentaje de saturación de bases |

D) Determinar el porcentaje de colonización micorrízica de HMA en raíces de plantaciones de café y bosques en San Martín

- Porcentaje de colonización

3.2.2 Variables secundarias

- No aplica.

3.3 Procedimientos de la investigación

3.3.1 Determinar riqueza de especies de HMA asociados a plantaciones de café y bosques en San Martín.

A) Colecta y codificación de muestras biológicas

Se colectó suelo rizosférico y biomasa radicular un total de 24 puntos para parcelas de café y 24 para bosques adyacentes (8 puntos/06 áreas). Se seleccionaron aleatoriamente 04 puntos equidistantes (5, 10, 20, 30 m) tanto de café y bosque donde por cada punto se realizó 5 submuestras dentro de un diámetro aproximado de 2 m a partir de los cuales se extrajeron cuidadosamente de 50 g de biomasa radicular y 1 kg de suelo rizosférico provenientes de 5 a 25 cm de profundidad del suelo, posteriormente se homogenizarán las sub-muestras hasta constituir una sola muestra compuesta por punto. Las muestras, fueron debidamente codificadas y colocadas en bolsas de polietileno para ser transportadas al laboratorio para su análisis posterior (Figura 1).



Figura 1. Proceso de colecta del suelo rizosférico de parcelas de café y bosque.

A: Muestreo suelo, **B:** Colecta de suelo rizosférico, **C:** Colecta de biomasa radicular y **D:** Transporte de muestras al invernadero de la Facultad de Ciencias Agrarias.

B) Secado, selección y conservación de muestras biológicas

El suelo fue secado a temperatura ambiente en el Laboratorio de Biología y Genética Molecular/FCA. Posteriormente, una fracción de aproximadamente 250 g de cada punto de muestreo colocada en bolsas herméticas y almacenada a una

temperatura de 4 y 6 °C (Figura 2). De la misma forma similar peso fue separada y almacenada a temperatura ambiente. En el caso las raíces, estas fueron lavadas con agua corriente adheridas, luego secadas. Seguidamente y únicamente las raíces más finas, es decir fueron cuidadosamente cortadas con ayuda de un bisturí estéril y falcón de 50 ml. conteniendo una solución de alcohol a 70° finalmente almacenadas a temperatura ambiente hasta su respectiva evaluación.

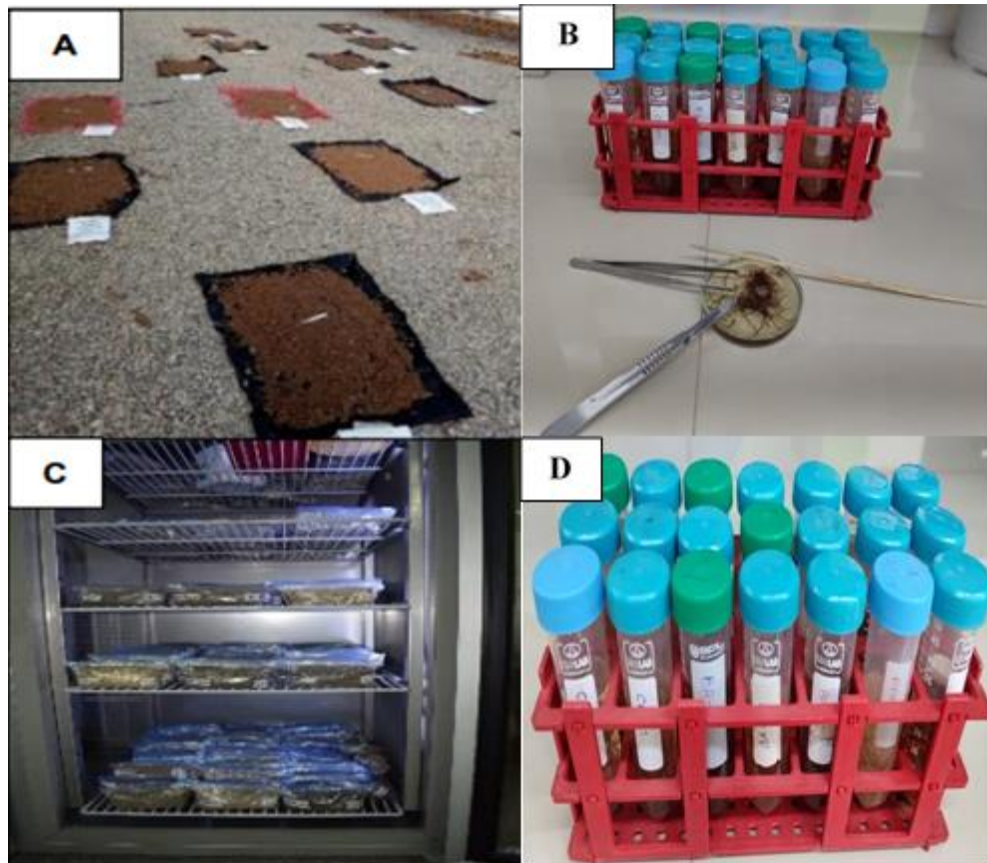


Figura 2. Muestras biológicas colectadas de diferentes ecosistemas y localidades, **A:** Secado de muestras de suelo, **B:** Corte de raíces secundarias de aproximadamente 2 cm **C:** Conservado de 4 a 6 °C suelo, **D:** Conservado de raíces en tubos falcón con alcohol al 70°.

C) Aislamiento de esporas de HMA

Se utilizó 50 g de suelo, realizando el método de tamizado húmedo y decantación propuesto por Gerdemann y Nicolson en 1963 con modificaciones (en el tiempo de centrifugado por 5 min) (Figura 3), de 20% y 60% (Sieverding, 1984) con el protocolo que se detalla a continuación:

- Pesar 50 g de suelo y suspender en 2 litros de agua.

- Agitar por 10 segundos y dejar reposar por 20 segundos con el objetivo de eliminar partículas grandes por sedimentación.
- Tamizar a través de Nº 250 y 38 micras de abertura de malla.
- Repetir los dos pasos anteriores hasta completar toda la muestra (aproximadamente 4 veces)
- Recoger el contenido del tamiz de 38 micras (conteniendo esporas) y transferir a tubos Falcon de 50 ml con gradiente de sacarosa al 20% y 60% (20 ml y 10 ml, respectivamente).
- Centrifugar los tubos a 3 500 rpm por 5 minutos para precipitar partículas de suelo y suspender las esporas hasta la interface entre los dos azúcares.
- Pasar el sobrenadante por un tamiz de 38 micras y lavar el contenido retenido con agua para eliminar la sacarosa y dejar solo esporas.
- Finalmente, colocar el contenido limpio en una placa Petri y llevar a observación al estereoscopio.



Figura 3. Proceso de extracción y aislamiento de esporas de HMA de suelos de campo tanto agrícola como bosque **A:** Pesado de 50 g de suelo, **B:** Suspensión de muestra de suelo en agua, **C:** Serie de tamices (38, 250 μ m) utilizados para el aislamiento de esporas, **D:** Sacarosa de 20 y 60%, **E:** Gradiente sacarosa de 20 y 60%, **F:** Sobrenadante en tubo falcón de 45ml, **G:** Centrifugado a 3500rpm por 5min, **H:** Vaciado del sobrenadante al tamiz de 38 μ m, **I:** Vaciado del sobrenadante en la Placa Petri, **J:** Aislamiento y separación de esporas, **K:** Separación de esporas por morfotipos.

3.3.2. Evaluar la estructura comunitaria en la rizosfera de plantaciones de café y bosques en San Martín.

A) Cuantificación de esporas e identificación de morfo-especies

El material obtenido se colocó en placas Petri y analizado bajo un estereomicroscopio óptico, donde se realizó la separación y cuantificación de esporas (Figura 4). Las esporas fueron montadas en preparaciones fijas de alcohol polivinílico-lacto glicerol (PVLG) y reactivo de Melzer mezclado con PVLG (1:1, v/v) Brundrett et al. (1996).

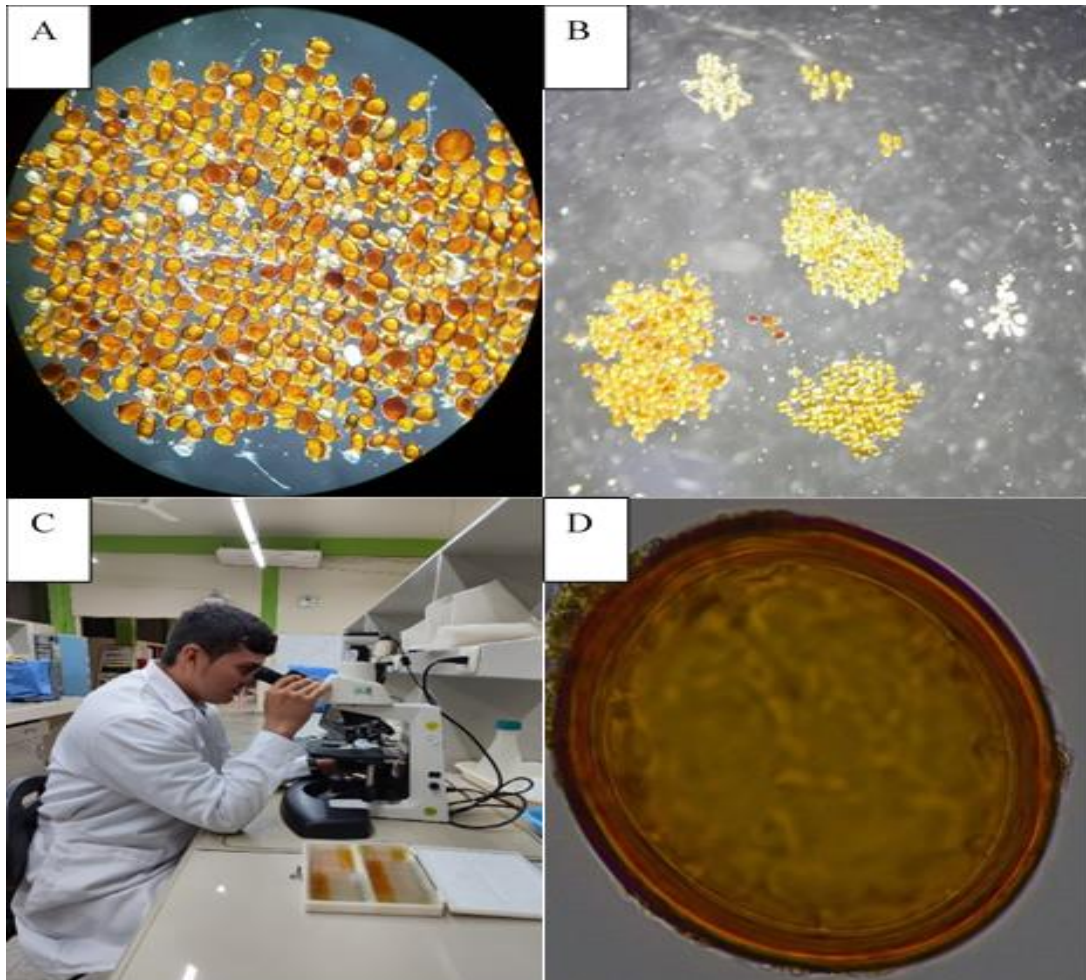


Figura 4. Conteo de esporas e identificación de morfo-especies **A:** Conteo de esporas de HMA, **B:** Agrupación de esporas de HMA por morfotipos, **C** y **D:** Montaje e Identificación especies de HMA en Pvlg y Pvlg + Melzer.

3.3.3. Analizar la distribución de HMA según los factores edáficos en plantaciones de café y bosques en San Martín

A) Propiedades físico-químicas del suelo

Con el objetivo de determinar las características del suelo se realizó el análisis físico-químico de las 48 muestras colectadas. Dicho análisis fue realizado en el Laboratorio de suelos de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza– UNTRM, Chachapoyas. Las propiedades determinadas fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo (P), potasio (K), carbono (C), materia orgánica (M.O.), nitrógeno (N), textura, arena, limo, arcilla, capacidad de intercambio catiónico (CIC), catión calcio (Ca^+), magnesio (Mg^{+2}), potasio (K^+), sodio (Na^+), aluminio ($\text{Al}^{+3}+\text{H}^+$), suma de cationes, suma de bases y porcentaje de saturación de bases.

3.3.4. Determinar el porcentaje de colonización micorrízica en raíces de plantaciones de café y bosques en San Martín

A) Tinción de raíces de café y bosque

La tinción fue realizada tanto de café y bosque previamente almacenados en alcohol de 70° siguiendo la metodología presentada por Phillips y Hayman (1970) con modificaciones (en incubar las raíces para bosque por un tiempo de 80 min y también después de agregar la tinta Parker Quink al 5,7% durante 5 min, este tiempo se estipulo tras varios ensayos (Figura 5), cuyo protocolo se detalla a continuación:

- Cortar las raíces en segmentos de 1 cm y colocarlas en una solución de hidróxido de potasio (KOH) al 10% hasta cubrir toda la muestra.
- Incubar las raíces al baño maría a 90 °C durante 60 minutos para café y 80 min para bosque, para eliminar el contenido citoplasmático y limpiar el tejido cortical.
- Retirar raíces del baño maría y adicionar agua oxigenada de 20 volúmenes en proporción 1:1 con el KOH
- Incubar a temperatura ambiente durante 1 minuto para aclarar el pigmento de la raíz.
- Lavar cuidadosamente y dejar el tubo boca abajo eliminando el contenido líquido.

- Colocar raíces en tinta Parker Quink al 5,7% durante 15 minutos a temperatura ambiente y luego en baño maría a 90 °C durante 10 minutos para café y 05 minutos para bosque.
- Enjuagar y añadir lactoglicerol en cantidad suficiente, cubrir las raíces un mínimo de 12 h hasta su respectivo montaje.

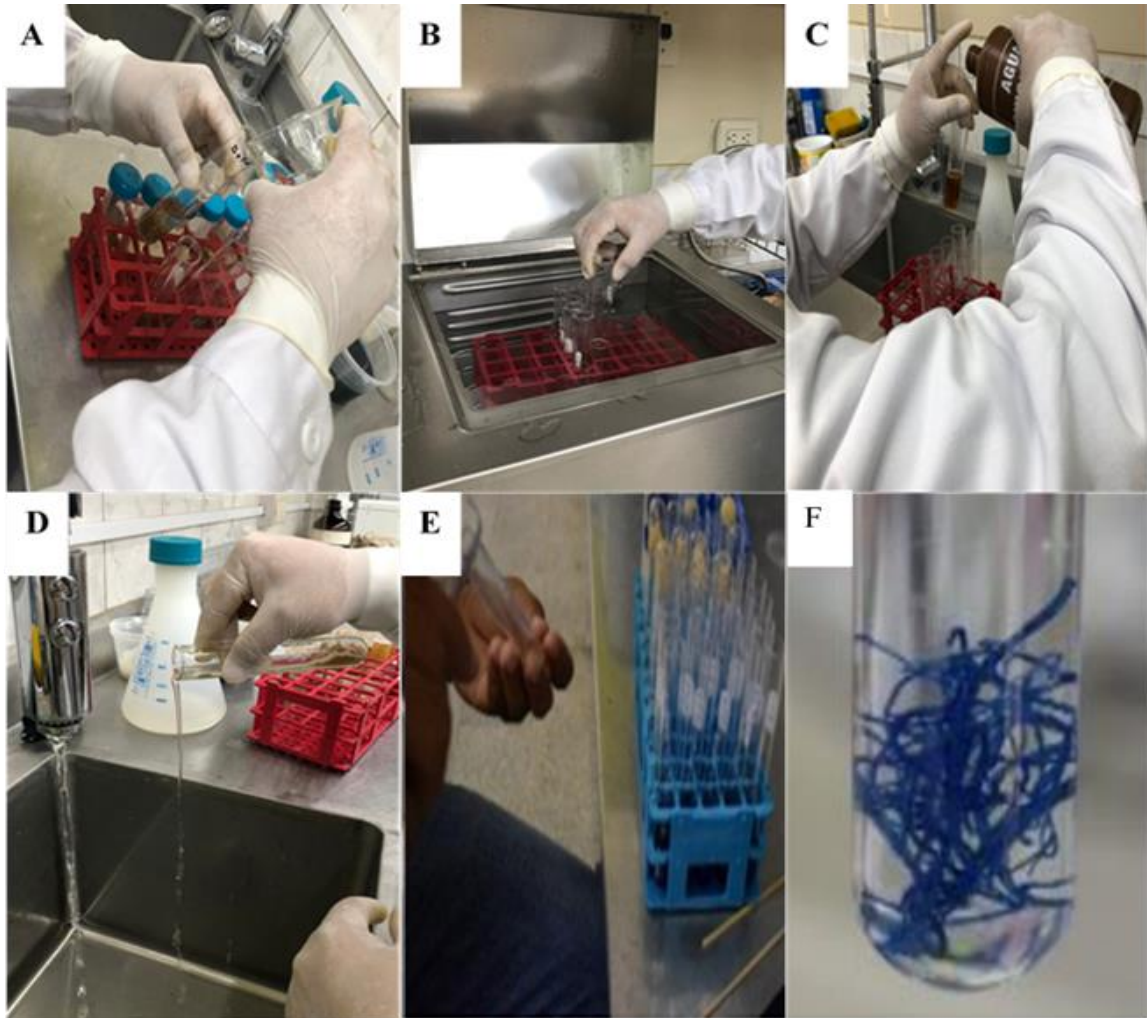


Figura 5. Proceso de tinción de raíces tanto para café y bosque, **A:** Adición de KOH (10%) a tubos de ensayo conteniendo las raíces, **B:** Colocado de muestras en baño maría a 90 °C, **C:** Adición de agua oxigenada de 20 volúmenes, **D:** Enjuague y lavado con agua corriente, **E:** Reposo para eliminar el contenido líquido, **F:** Adición de tinta Parker Quink 5,7% a las raíces.

B) Estimación del grado de colonización micorrízica

Fue determinada bajo la metodología propuesta por Trouvelot et al. (1986) (Figura 6). Para ello, por cada muestra se montaron 20 segmentos de raíces previamente teñidas de aproximadamente 1 a 2 cm de longitud. Las raíces fueron montadas de manera paralela sobre láminas portaobjetos (20 segmentos de raíz/portaobjetos) posteriormente visualizadas bajo un aumento de 40X. Por raíz,

establecieron 3 campos de observación situados en la parte superior, media e inferior, dando un total de 60 campos de observación por muestra. Por campo se anotó la presencia o ausencia de estructuras micorrizicas (hifas, vesículas o arbusculos) para posteriormente estimar el porcentaje de colonización micorrizica a través de la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Colonización micorrizica} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de campos con presencia micorrizica}}{\text{N}^\circ \text{ de campos totales}} \times 100$$

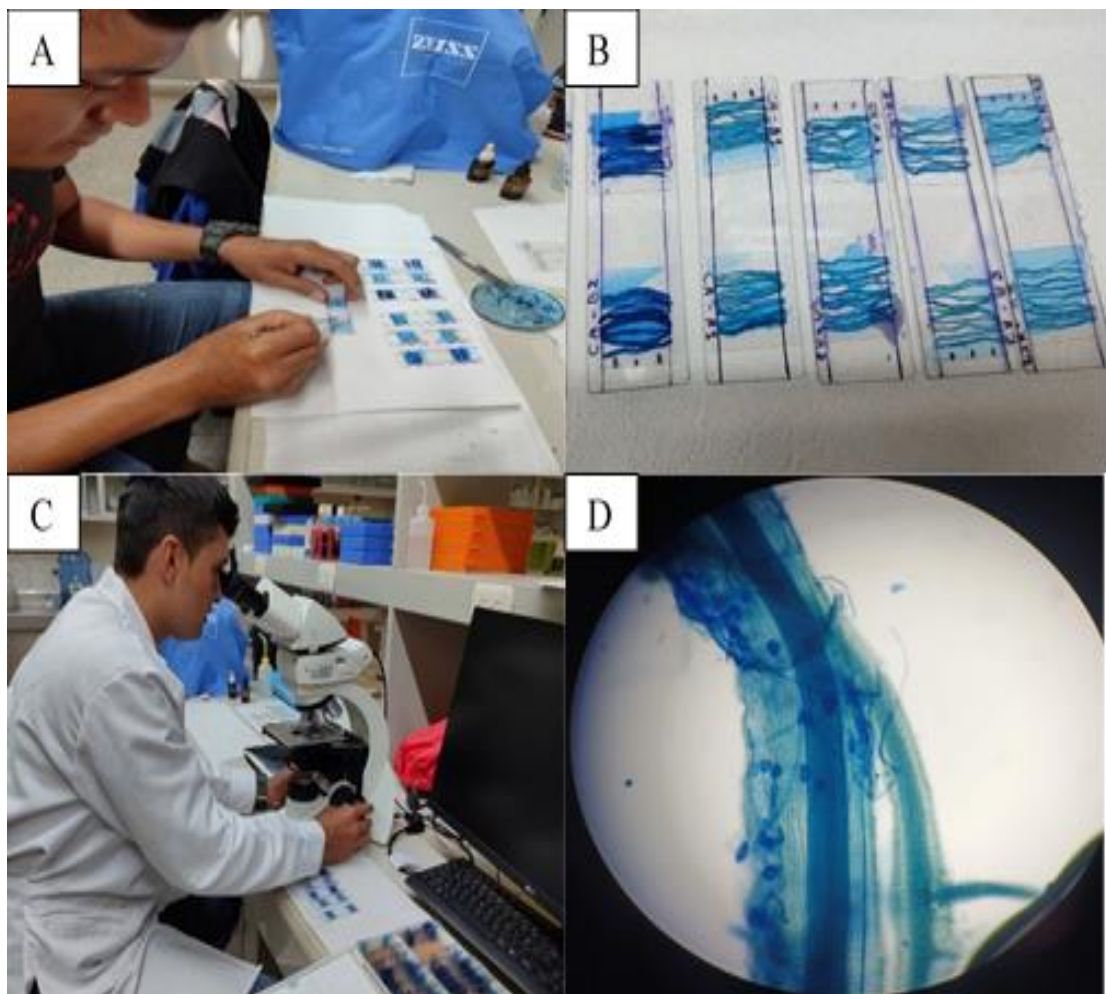


Figura 6. Proceso para la determinación del porcentaje (%) de colonización en el cultivo de Café y bosque, **A:** Montaje paralelo de 20 fragmentos de raicillas teñidas en láminas porta objetos, **B:** Montaje de los 20 fragmentos de raicillas en laminas porta objetos y cubiertas por cubreobjetos para su evaluación, **C:** Observación y evaluación en el microscopio a aumento 40 x, **D:** Presencia de Hifas, vesículas y arbusculos en las raíces teñidas.

3.3.5. Diseño experimental y evaluación de variables

El presente trabajo fue desarrollado mediante un (DCA), con arreglo factorial 2A x 6B, siendo factor A los ecosistemas: agrícola y bosque; y factor B, las localidades de Buenos Aires, Chontal, Cordillera Andina, San Roque, Santa Rosa y Shamboyacu. Los datos obtenidos fueron analizados por (ANOVA) de rangos múltiples de Tukey con nivel de significación de $p < 0,05$.

La riqueza de especies se midió como número total de morfoespecies. El índice de Simpson se calculó con la fórmula $D = \sum (ni/n)^2$, donde: ni = número de individuos de la especie i y n = número de todos los individuos de todas las especies. El índice Shannon de diversidad se calculó mediante la fórmula: $H' = - \sum ((ni /n) \ln (ni/n))$.

La determinación de HMA según los factores edáficos se realizó en comparación de medias entre cada uno de dos ecosistemas en seis localidades en San Martín, con un nivel de significación $p < 0.05$. Las relaciones entre la riqueza de HMA y los factores edáficos se determinaron mediante el análisis de correlación Pearson.

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Determinación de riqueza HMA

Se logró identificar un total de 29 especies, pertenecientes a 9 géneros y 5 familias, las cuales se describen en la Tabla 2, siguiendo la clasificación propuesta para la identificación morfológica de especies por Oehl et al. (2011) y la organización taxonómica de órdenes órdenes, familias y géneros sugerida por Baltruschat et al. (2019) y Wijayawardene et al. (2020).

Tabla 2

Descripción de HMA por especie, género y familia.

Especie	Genero	Familia
<i>Acaulospora aspera</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora cavernata</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora dilatata</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora foveata</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora longula</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora lacunosa</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora mellea</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora morrowiae</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora scrobiculata</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora gerdemannii</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora soloidea</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora excavata</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora spinosissima</i>	Acaulospora	Acaulosporaceae
<i>Glomus Segmentatus</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Glomus magnicaule</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Glomus sp1</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Glomus sp2</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Glomus sp3</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Glomus sp4</i>	Glomus	Glomeraceae
<i>Dominikia aurea</i>	Dominikia	Glomeraceae

<i>Funneliformis sanmartinensis</i>	Funneliformis	Glomeraceae
<i>Funneliformis geosporum</i>	Funneliformis	Glomeraceae
<i>Microkamienskia divaricata</i>	Microkamienskia	Glomeraceae
<i>Septoglo mus altomontanum</i>	Septoglo mus	Glomeraceae
<i>Septoglo mus sp1</i>	Septoglo mus	Glomeraceae
<i>Diversispora aurentia</i>	Diversispora	Diversisporaceae
<i>Diversispora sp1</i>		Diversisporaceae
<i>Gigaspora candida</i>	Gigaspora	Gigasporaceae
<i>Cetraspora gilmorei</i>	Cetraspora	Racocetraceae

Los análisis estadísticos determinaron en función del ecosistema, sin embargo, si se reportó la existencia de diferencia significativa en la riqueza específica en función a la localidad. La interacción de ambos factores no tuvo efecto significativo sobre la riqueza (Tabla 3).

Tabla 3

Análisis de varianza de riqueza de hongos micorrizicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F calculado	P-valor
Ecosistema	1	2,52	5	1,26	0,27
Localidad	5	56,6	4	5,68	<0,001
Ecosistema*Localidad	5	9,6	2	0,96	0,45
Residuos	36	71,75	3		
Total	47	140,47	1		

Con respecto a la riqueza en función del ecosistema, la figura 7 indica que, si bien es cierto no existe diferencia estadísticamente significativa del promedio de riqueza entre los dos ecosistemas, se puede observar que la riqueza específica promedio del ecosistema agrícola es mayor 6,33 que la riqueza específica promedio del ecosistema bosque 5,87.

Por otro lado, en relación con la riqueza en función del ecosistema, la figura 8 muestra que la riqueza varió de e 4,25 en la localidad de Shamboyacu a 7,5 en la localidad de Buenos

Aires. Además, se puede observar que los valores de riqueza de las localidades Cordillera Andina, Buenos Aires, Chontal, Santa Rosa y San Roque son estadísticamente iguales entre sí, pero diferentes al de Shamboyacu.

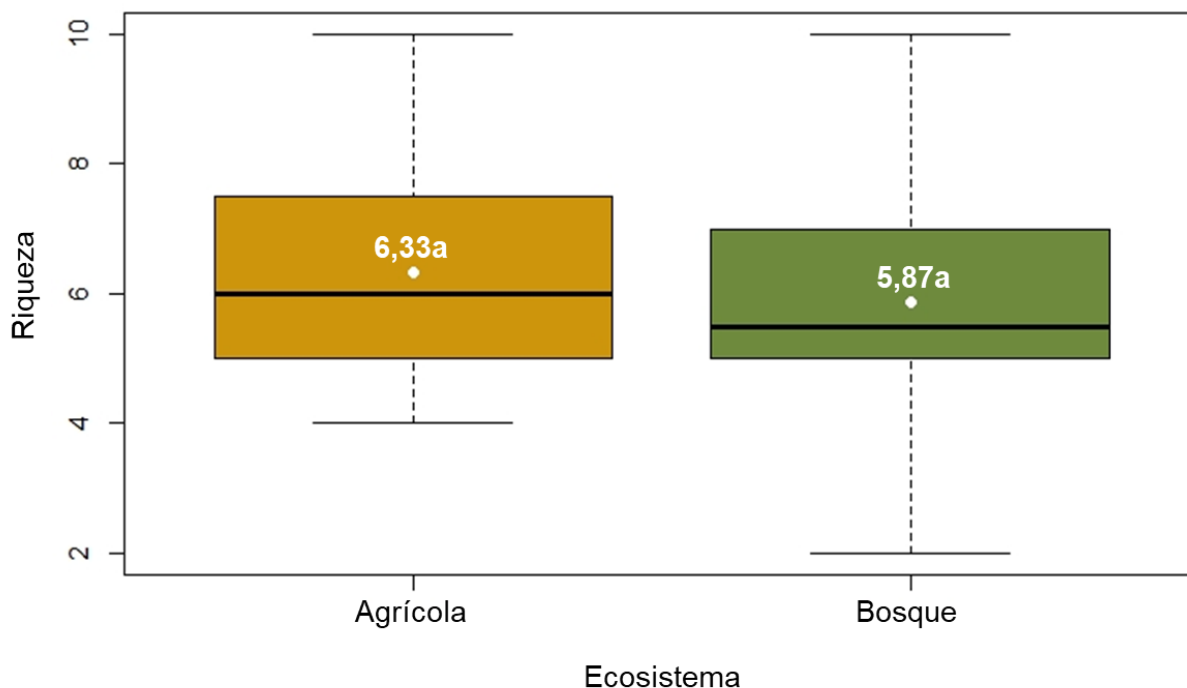


Figura 7. Riqueza específica de hongos micorrizicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en la región San Martín

La riqueza específica promedio de hongos micorrizicas arbusculares podría ser mayor en ecosistemas agrícolas por la aparición de malezas que aumentan la diversidad de plantas en los campos de cultivo y también puede actuar como huésped de los HMA (Xiang et al., 2014). Mientras que en los ecosistemas de bosque predominan los árboles, que menudo se asocian con hongos ectomicorrizicos, y los suelos de los bosques son ricos en especies de hongos en descomposición y, en consecuencia, la riqueza de HMA puede ser baja (Xu et al., 2017) con quien comparas. Otra de las razones de estos resultados podría deberse al cambio de uso del suelo y la consiguiente sustitución de la vegetación natural y la perturbación del suelo podrían favorecer la proliferación, el establecimiento y la dominancia de especies con historias de vida ruderales, que asignan una cantidad significativa de energía en la producción temprana de esporas y parecen ser dominante en ambientes alterados (Longo et al., 2016).

Por otro lado, en relación con la riqueza en función de la localidad, la Figura 8 muestra que la riqueza varió de 4,25 en la localidad de Shamboyacu a 7,5 en la localidad de Buenos Aires. Además, se puede observar que los valores de riqueza de las localidades Cordillera

Andina, Buenos Aires, Chontal, Santa Rosa y San Roque son estadísticamente iguales entre sí, pero diferentes al de Shamboyacu.

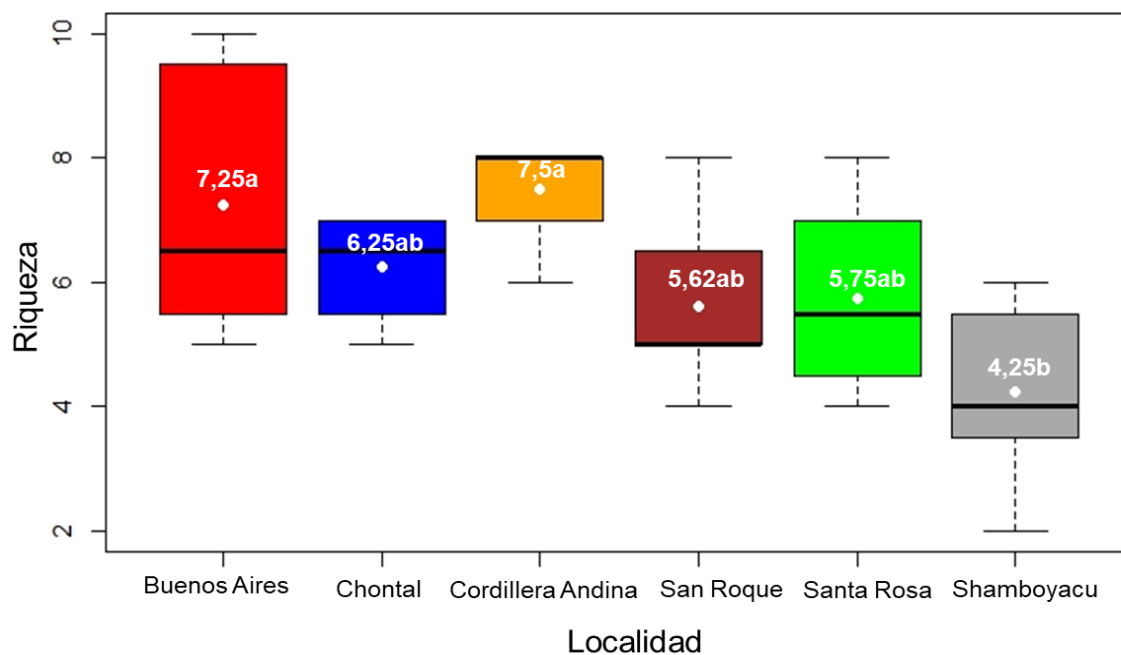


Figura 8. Riqueza específica de hongos micorrizicos arbusculares en 6 localidades de San Martín

La diferencia significativa de especies HMA presentes en la rizosfera de plantas en café de las 6 áreas de estudio puede deberse extraído de cada localidad, entre ellos el pH, textura, humedad, propiedades fisicoquímicas, etc. Que influyen en la diversidad y adaptación de estos microorganismos (Barrios, 2017). Así mismo, podría existir la influencia de la época del año, donde algunas especies de HMA no se encontrarán en esporulación al momento de realizar la colecta del suelo (Vega et al., 2011). En relación con la riqueza presentan rangos de 4,25 a 7,5 de riqueza para seis localidades en estudio, estos son inferiores a los reportados por Arteaga (2019), quien reporta rangos de 4 a 15 de variedad de riqueza de HMA en suelos agrícolas de café presentes. Y de igual los presentes resultados son inferiores a los reportados por Bertolini et al. (2018), lograron identificar rangos de 4 a 17 de riqueza de HMA en siete fincas cafetaleras en Chiapa, México.

4.2. Determinación de estructura comunitaria

4.2.1. Índice de simpson

Los análisis estadísticos indicaron que el índice de dominancia de Simpson no muestra diferencia significativa en función del ecosistema, pero sí de la localidad. Por otra parte, no

se obtuvieron diferencias de dominancia Simpson e interacción del ecosistema con la localidad (Tabla 4).

Tabla 4

Análisis de varianza del índice Simpson de hongos micorrizicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F Calculado	P-valor
Ecosistema	1	0,01	2	0,78	0,38
Localidad	5	0,58	5	7,57	<0,001
Ecosistema*Localidad	5	0,14	4	1,8	0,14
Residuos	36	0,55	3		
Total	47	1,28	1		

La Figura 9 indica que el índice de Simpson en el ecosistema agrícola y de bosque no presenta diferencias significativas, no obstante, es posible observar que el índice de dominancia promedio tiende a ser ligeramente mayor en el ecosistema bosque (0,42) en comparación con el ecosistema agrícola (0,39).

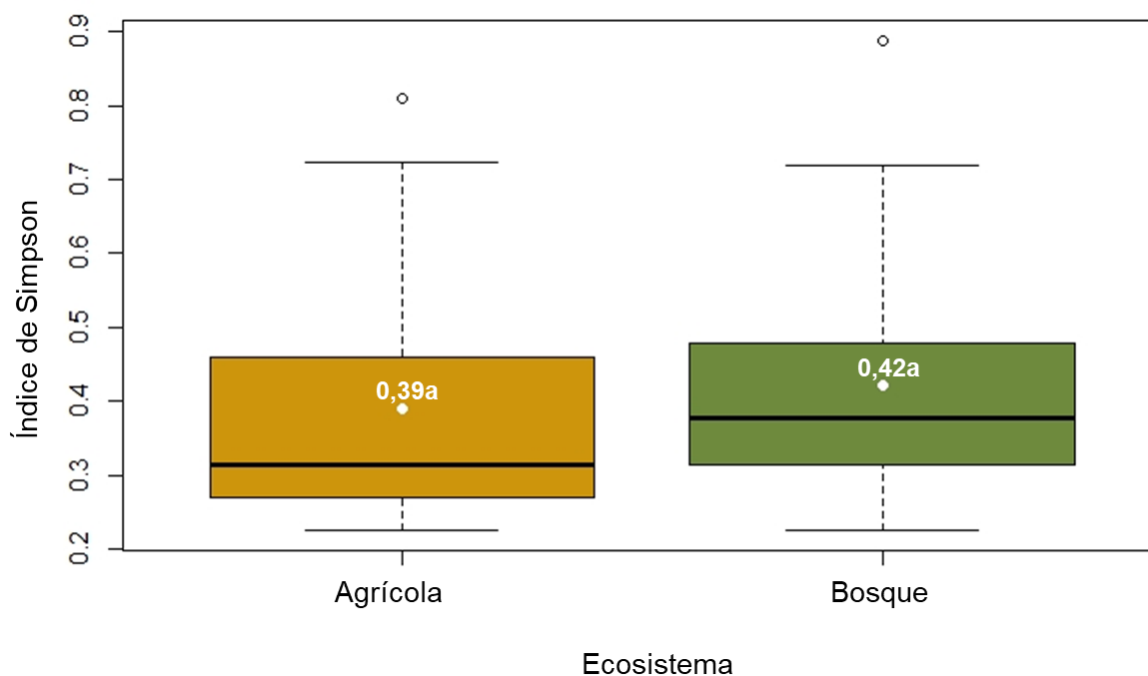


Figura 9. Dominancia específica de índice de Simpson y ecosistema agrícola y bosque en San Martín

Con relación al índice de dominancia (Simpson) en función de la localidad, su rango varía entre 0,29 y 0,63, presentando el mayor valor la localidad de Shamboyacu, mientras que la localidad de Cordillera Andina presenta el menor valor, el cual es estadísticamente similar al de las localidades restantes (Figura 10).

El valor de la dominancia de índice Simpson de HMA en las 6 áreas de estudio mostró que la localidad Shamboyacu presenta mayor valor con 0,63, esto está relacionado a que el valor de dominancia de índice Simpson este más cercano a 1 significa que la diversidad de HMA es menor y hay una dominancia de algunos tipos o especies (Ulfah, 2019). Esto significa que la diversidad de HMA en la localidad de Shamboyacu es menor que las demás localidades, las cuales no difieren estadísticamente entre ellas, pero siendo el de menor índice la localidad de la Cordillera Andina con 0,29, lo cual indica que está localidad presenta la mayor diversidad de HMA. Y esto se puede reforzado por los resultados obtenidos en la riqueza por localidad, los cuales es contrario a lo mostrado en la dominancia de índice Simpson. Resultados similares por Arteaga (2019), quien obtuvo rangos de dominancia de índice Simpson de HMA de 0,16 a 0,41 en plantaciones de café en El Dorado, Lamas, San Martín y Moyobamba. En el caso de Acosta (2022), en el cultivo de sacha inchi (*Plukenetia volubilis* L.) obtuvo índices de dominancia entre 0,1 a 0,43 en El Dorado, Lamas, San Martín y Bellavista, demostrando esta manera que San Martín presenta una variada diversidad de comunidades de HMA.

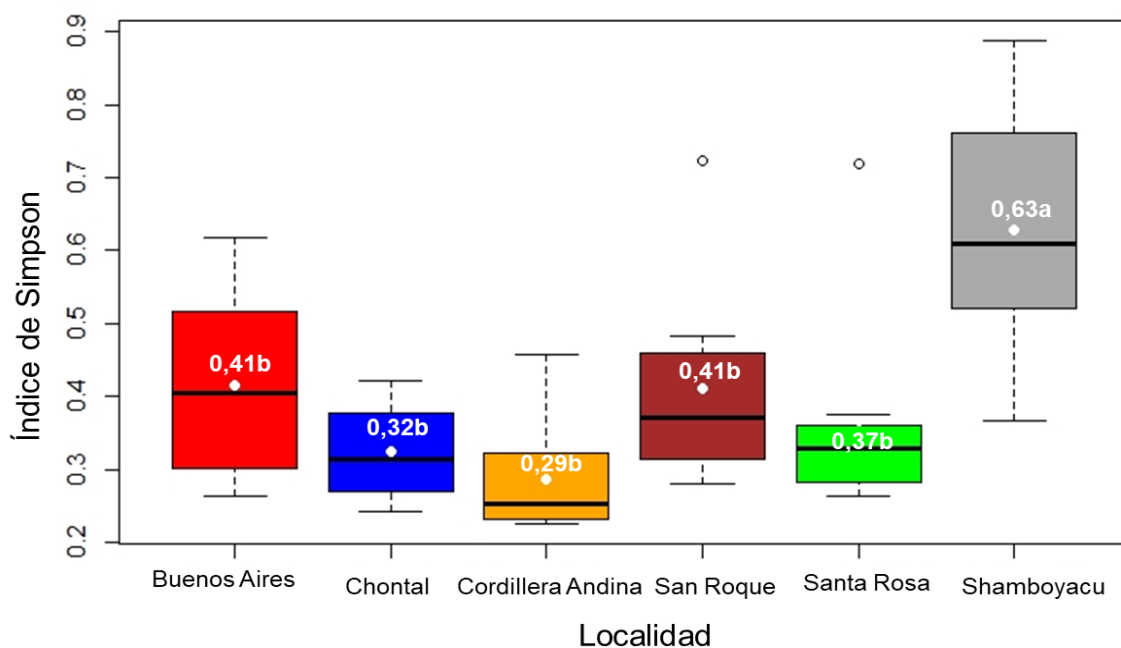


Figura 10. Dominancia de índice Simpson de hongos micorrizicos arbusculares en 6 localidades de San Martín

4.2.2. Índice de Shannon

Los análisis estadísticos señalan que el índice Shannon de HMA no muestra diferencia significativa en función del ecosistema, contrariamente al caso de la localidad donde se puede reportar el índice de diversidad. En el mismo sentido, cabe mencionar que no se obtuvieron interacción del ecosistema con la localidad (Tabla 5).

Tabla 5.

Análisis de varianza del índice de Shannon de hongos micorrizicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades

	Grado de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F calculado	P-valor
Ecosistema	1	0,11	3	1,79	0,19
Localidad	5	2,87	5	9,51	<0,001
Ecosistema*Localidad	5	0,65	4	2,14	0,08
Residuos	36	2,17	2		
Total	47	5,79	1		

Con respecto a la Figura 11, indica en el ecosistema agrícola y de bosque no se presentaron el promedio del índice de Shannon del ecosistema agrícola 1,26 es ligeramente mayor al del ecosistema de bosque 1,17.

La Figura 12 muestra la complejidad Shannon de HMA en 6 lugares de la región San Martín. El rango vareó entre 0,72 y 1,51, presentando el mayor valor la localidad de Cordillera Andina, el cual no difiere estadísticamente del de las demás localidades restantes, a excepción de la localidad de Shamboyacu que presentó el menor valor de diversidad de Shannon.

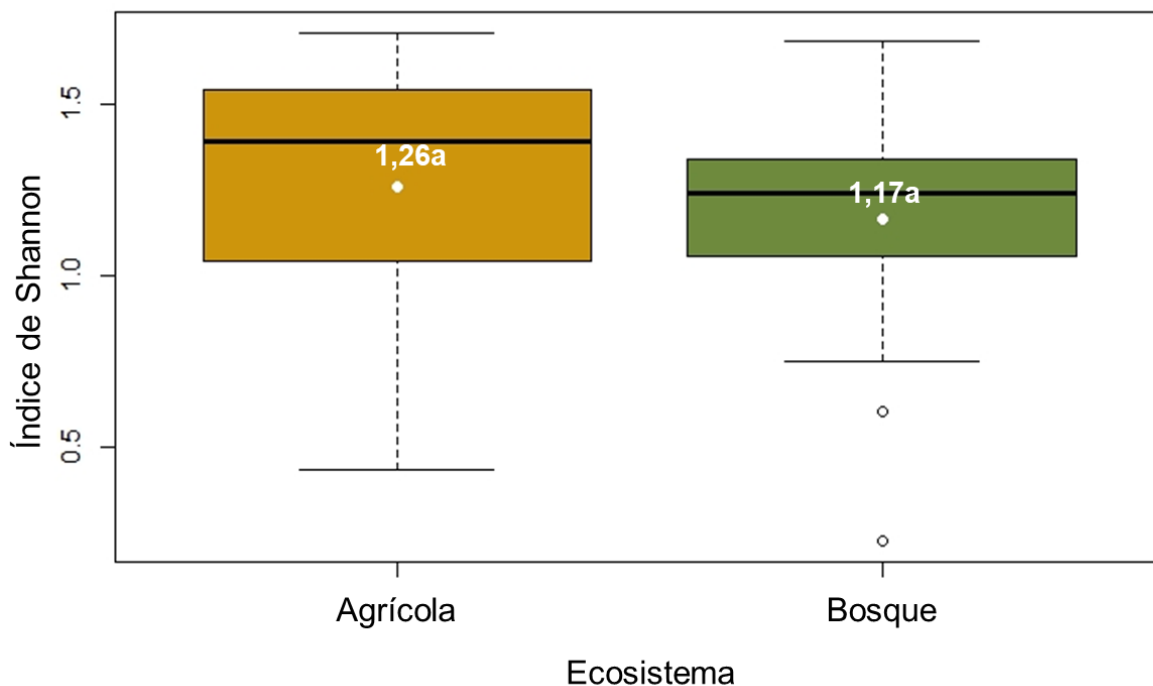


Figura 11. Diversidad de índice de Shannon de hongos micorrozicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en San Martín

La diversidad de índice Shannon de HMA en las seis localidades en estudio mostró que la localidad Shamboyacu presenta menor valor con 0,72, esto se puede reflejar como una relación inversamente proporcional, es decir mientras mayor sea menor será el índice de Simpson, esto debido que Shamboyacu es la localidad de mayor dominancia de índice Simpson de HMA (0,63), reflejando que precisamente esta localidad presenta la menor diversidad de HMA de todas las localidades en estudio. Se interpreta de esta manera que los valores obtenidos en la presente investigación están determinados por su respectiva distribución (Ma et al. 2020). Esto podría deberse a cambios en los nutrientes del suelo que conducen a la reducción o pérdida de algunos hongos, mejoran la dominancia en ciertas especies de HMA (Camenzind et al. 2014). Otros estudios demuestran que la adición de nutrientes mediante fertilización química generalmente reduce la diversidad y abundancia de HMA (Carrara et al., 2018).

El valor más alto HMA la presenta la localidad de Cordillera Andina con 1,51, las otras localidades (excepcionando Shamboyacu) no difieren significativamente con la localidad de Cordillera Andina, presentando un rango de 1,35 a 1,16 en el índice de Shannon. Arteaga (2019), obtuvo rangos similares de 1,11 a 1,6 de índice de Shannon para HMA en café de la provincia de El Dorado, pero además presentó rangos superiores a los obtenidos en la presente investigación, llegando a obtener 2,16 como rango más alto de índice de Shannon en la localidad de Pueblo Nuevo-Lamas.

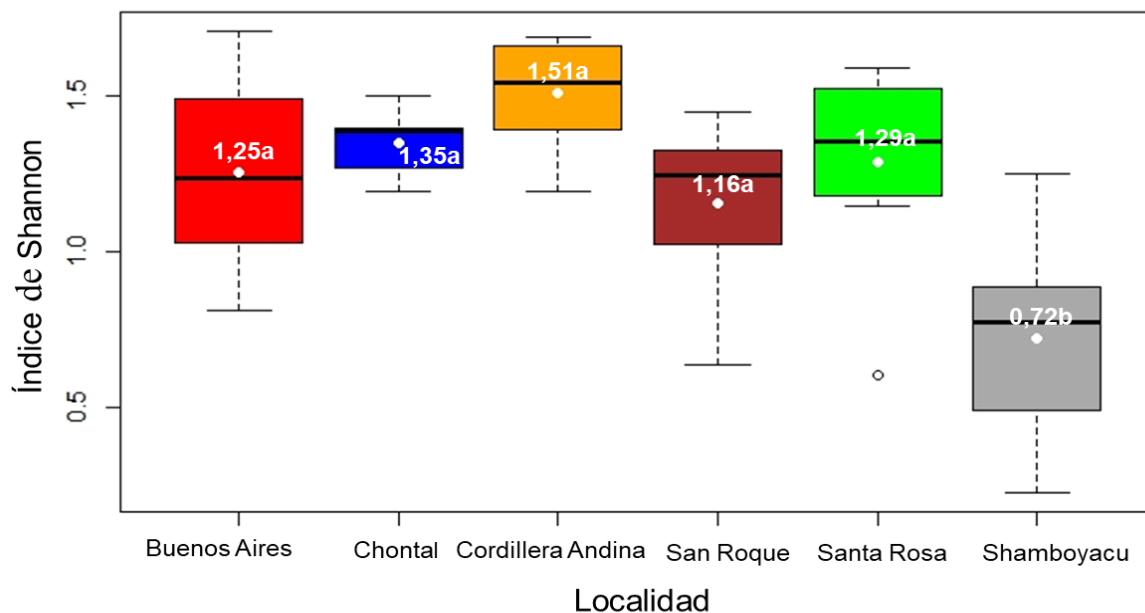


Figura 12. Diversidad de índice Shannon de hongos micorrizicos arbusculares en 6 localidades en San Martín

4.3. Composición de comunidad

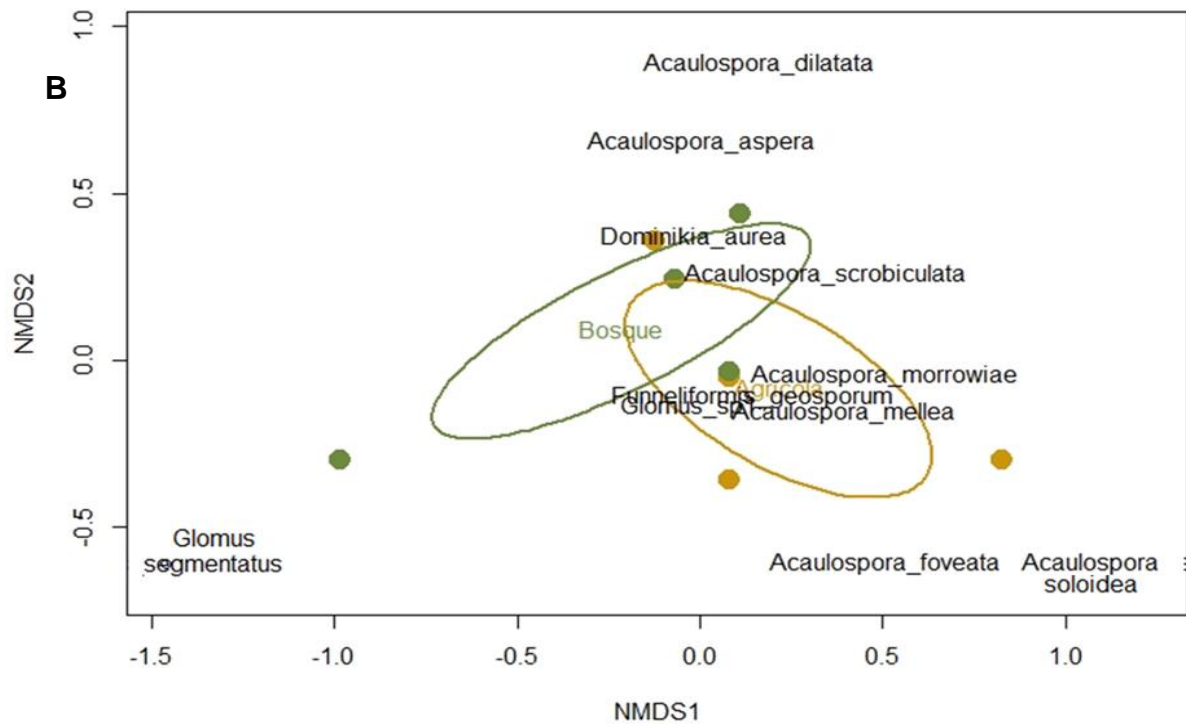
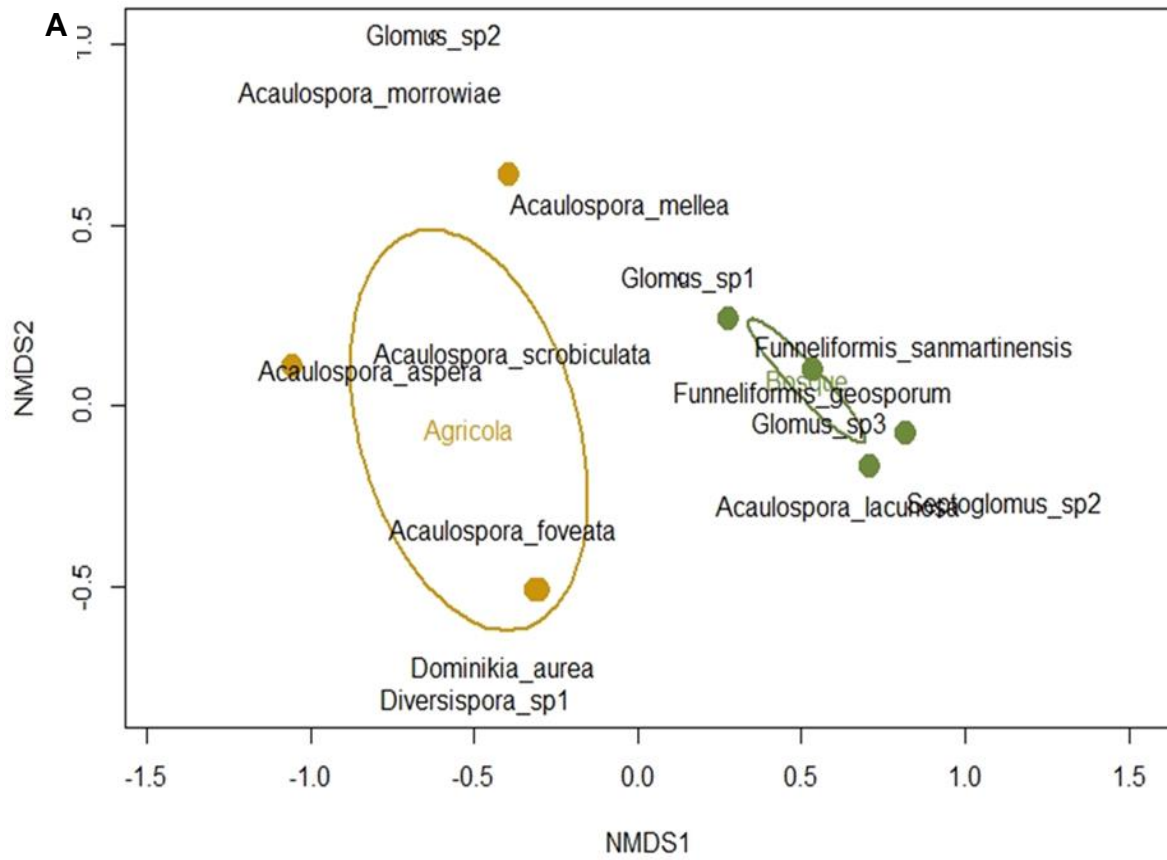
Los análisis estadísticos determinaron que no hay diferencia significativa en función del ecosistema, sin embargo, si se reportó la existencia de diferencia significativa en función de localidad e interacción de la localidad y la riqueza (Tabla 6).

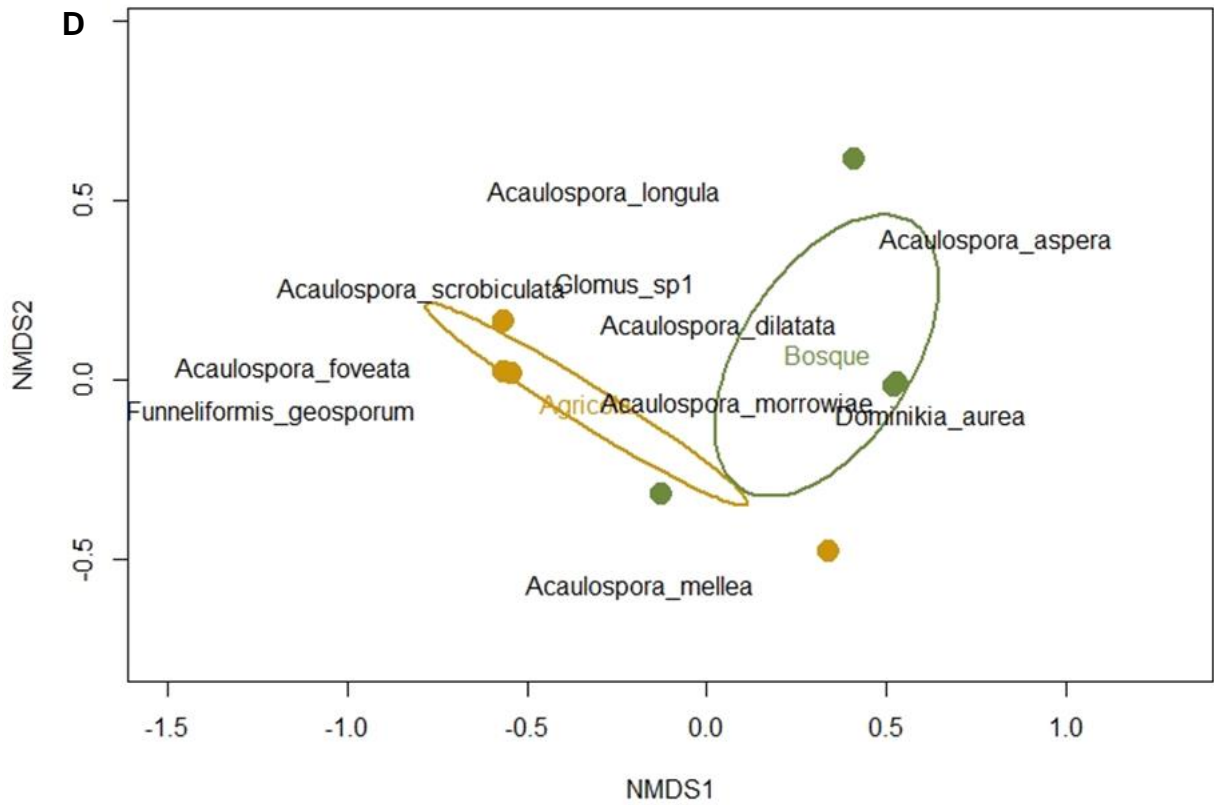
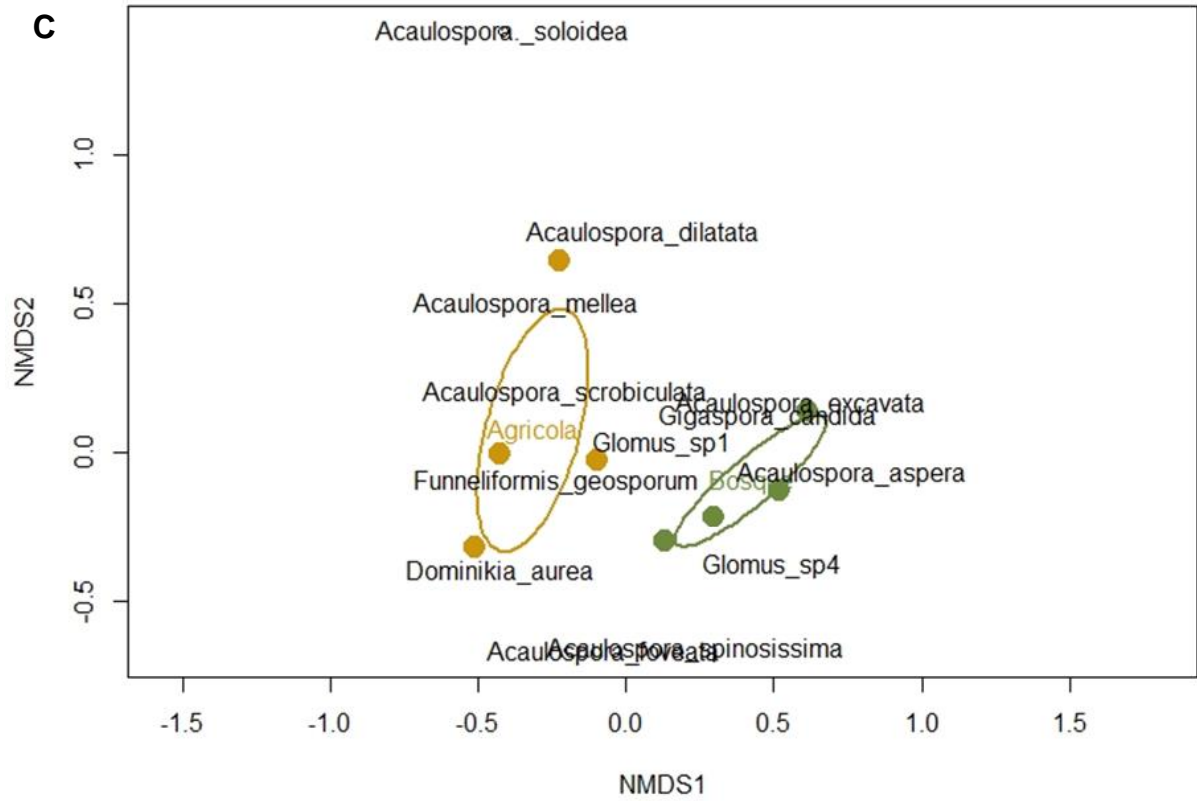
Tabla 6

Análisis de varianza del índice composición de comunidad de hongos micorrizicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades.

	Grado de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F calculado	P-valor
Ecosistema	1	0,12	0,01	0,89	0,48
Localidad	5	2,26	0,23	3,24	<0,001
Ecosistema*Localidad	5	2,24	0,23	3,2	<0,001
Residuos	36	5,03	0,52		
Total	47	9,66	1		

La situación descrita anteriormente, se puede ver reflejada de forma gráfica en la Figura 13, donde las localidades de Buenos Aires (Figura 13A), Cordillera Andina (Figura 13C) y Santa Rosa (Figura 13E) muestran una clara diferencia con respecto a la composición de la comunidad, mientras que las localidades de Chontal (Figura 13B), San Roque (13D) y Shamboyacu (13F) no presentan tal diferencia.





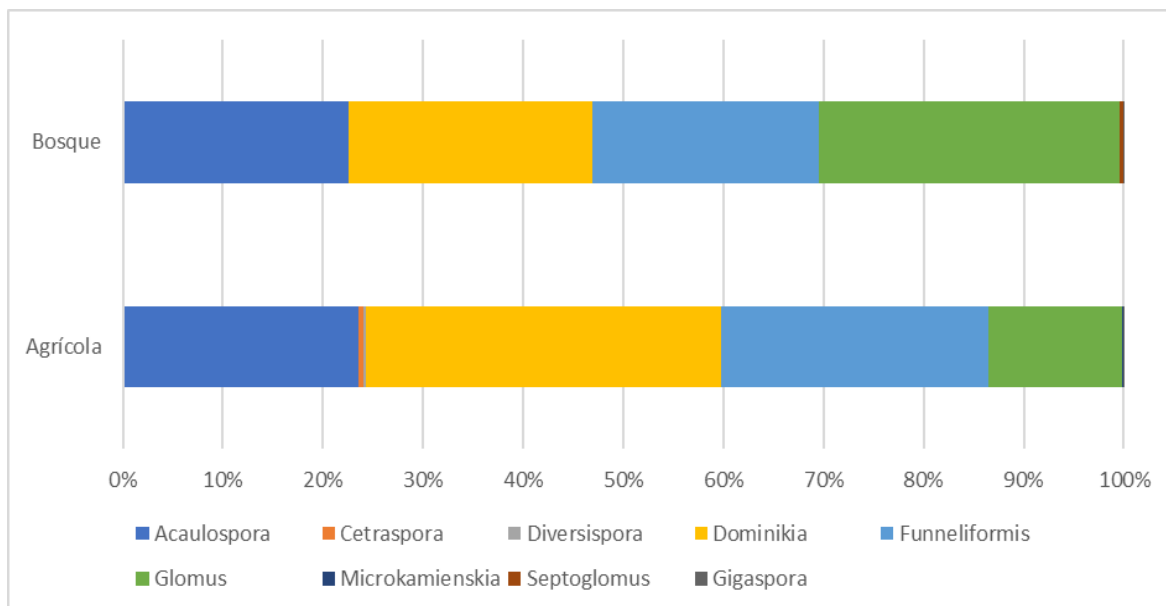


Figura 14. Porcentaje de abundancia de esporas de HMA por género en el ecosistema agrícola y bosque.

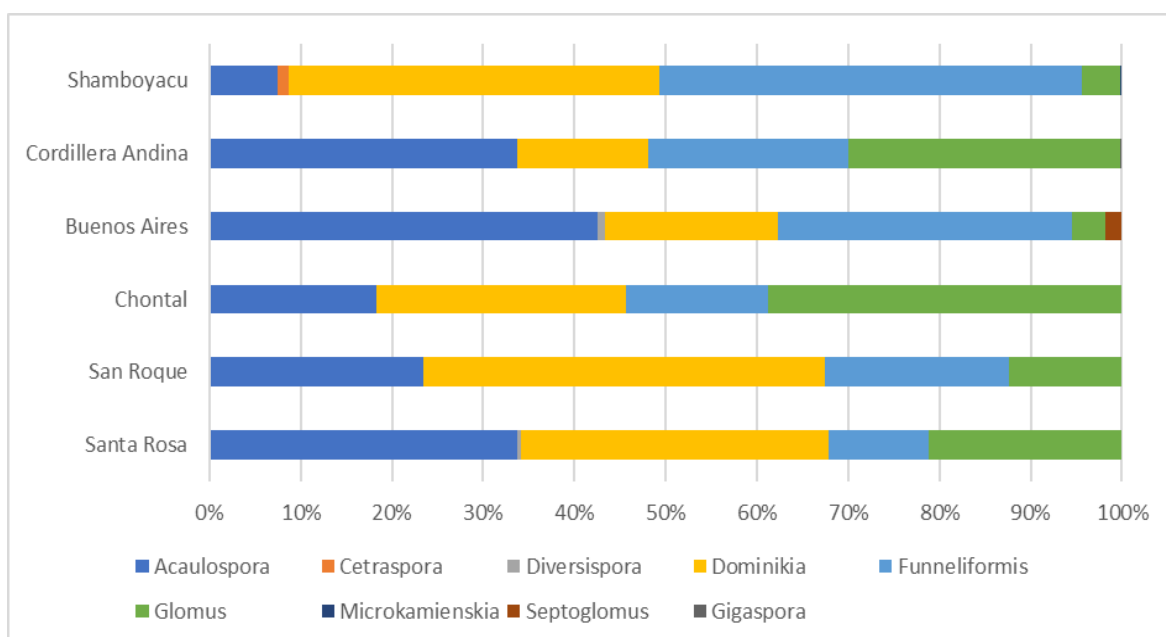


Figura 15. Porcentaje de abundancia de esporas de HMA por género en las localidades.

La figura 14 muestra el ecosistema de bosque más uniformidad en composición, pero una ligera abundancia mayor del género Glomus, por el contrario, el ecosistema agrícola muestra menor abundancia del género Glomus, pero a la vez muestra al género Dominikia como la de mayor abundancia. En la Figura 15 se puede observar que las localidades en estudio no muestran uniformidad en su composición de géneros de HMA, pero si hay una

ligera abundancia en *Acaulospora*, *Dominikia*, *Glomus* y *Funneliformis* en las distintas localidades.

La abundancia de HMA por géneros en ambos ecosistemas (agrícola, bosque) presentan dominancia de géneros que forman parte de la familia Glomeraceae (*Dominikia*, *Glomus* y *Funneliformis*). Estos resultados concuerdan con los reportados en diversos estudios que la familia Glomeraceae es dominante en varias localidades y ecosistemas, como los ecosistemas en estudio en bosque (Kramadibrata, 2012) y los de uso agrícola (Guadarrama y Álvarez-Sánchez, 1999), así mismo también se reportan dominantes en la sabana (Soka y Ritchie, 2018) y en suelos de estrés salino (Zu et al. 2018). Esta dominancia radica en la estrategia de las Glomeraceae que se basa en una extensa colonización de las raíces, con hifas conectadas al azar con una producción limitada de micelio extrarradical, lo que se ha interpretado como una estrategia adaptativa para evitar y resistir las condiciones de sequía en el suelo (Yang et al., 2017). Contrario a lo que sucede con las Acaulosporaceae, las cuales producen poca biomasa tanto dentro como fuera de la raíz (Chagnon et al., 2013). Así mismo, se reporta que las Glomeraceae tienen el mayor número de especies en el filo Glomeromycota (Singh y Jamaluddin, 2011).

En los resultados en seis localidades de San Martín, podemos observar dominancia de las familias Acaulosporaceae y Glomeraceae, estos resultados son similares a los reportados por otros autores en ecosistemas similares (Belay et al., 2020). El predominio de especies pertenecientes a Glomeraceae confirma las conocidas características de los miembros de esta familia, la adaptabilidad y la tolerancia al estrés, y que se pueden recuperar en una amplia gama de hábitats (Xiang et al., 2014). Aunque la familia Acaulosporaceae presenta una menor dominancia a comparación que Glomeraceae, se han reportado lo contrario en el Parque Nacional El Palmar en Argentina, donde determinaron que la familia Acaulosporaceae presentaban mayor extensión y abundancia, en comparación con Glomeraceae (Velázquez et al., 2013). De igual manera, Shi et al. (2014) mostraron que Acaulosporaceae era la familia más abundante a lo largo de los gradientes altitudinales en el monte Taibai de las montañas Qinling en China.

La dominancia de los géneros *Acaulospora* y *Glomus* se reportan debido a que estos géneros son los géneros de HMA con más especies, con más de 50 especies descritas de cada uno de estos géneros. Así mismo, la frecuencia de estos géneros también puede deberse a su capacidad para adaptarse a diferentes entornos, por ejemplo, tolerar un amplio pH (Marinho et al. 2018) producir numerosas esporas, a menudo de pequeño diámetro (Dandan y Zhiwei, 2007).

El género *Glomus* fue dominante en algunos ecosistemas de las localidades del presente estudio. Las especies del género *Glomus*, como hongos de distribución mundial, se han encontrado comúnmente en diferentes ecosistemas y regiones geográficas (Opik et al., 2006; Tchabi et al., 2008). Las especies del género *Glomus* se reportan como dominantes en el ecosistema de bosque en el estudio, y se han informado resultados similares de ecosistemas de bosque en regiones tropicales a templadas (Beauchamp et al., 2006; Su y Guo 2007). Pero también se presentan reportes que este género es el HMA más común y típico (Oehl et al., 2005; Hijri et al. 2006; Alguacil et al. 2008). Numerosos morfotipos del género *Glomus*, no se lograron identificar a nivel de especie, probablemente porque algunos de los morfotipos podrían representar nuevos taxones de HMA aún no clasificados (Oehl et al. 2017).

La dominancia del género *Acaulospora* se observó en tres de las localidades en estudio, y presentó un dominio casi superior al promedio en el ecosistema de bosque. Esto está de acuerdo con las observaciones en suelos de rizosfera de algunas plantas en zonas de bosque (Zhang et al., 2004; Shi et al., 2006), pero también se reporta su dominio en ecosistemas de agrícolas (Gai et al., 2009). Las especies dominantes en el ecosistema agrícola fueron *A. aspera*, *A. dilatata* y *A. mellea*, aunque este último se ha reportado como una especie dominante en la reserva “La Selva” del bosque húmedo tropical en Costa Rica (Lovelock et al., 2003). Sin embargo, los resultados de las especies dominantes de HMA en ecosistemas agrícolas y bosques fueron diferentes de algunos estudios previos (Su y Guo, 2007; Opik et al., 2008; Qing-Ming y Liang-Dong, 2010). Es muy posible que los diferentes tipos de hábitat y especies hospedantes puedan seleccionar un conjunto de especies de HMA para la colonización y la esporulación (Börstler et al. 2006; Opik et al. 2008).

La composición diferente entre ecosistemas agrícolas de café y de bosque primario en las seis localidades en estudio, puede atribuir capacidad de adaptación de las diferentes especies de HMA al tipo de ecosistema, que con ella también se relaciona la composición y características de suelo de cada hábitat. Considerando la diversidad global de taxones de HMA diferentes hábitats, se reporta que los HMA presentan un patrón de distribución diversificado, es decir que algunos taxones muestran un rango global y otros se muestran rangos limitados a unos pocos ecosistemas solamente (Opik et al., 2006). Por lo tanto, el tipo de ecosistema es un determinante importante de hongos micorrícicos (Tchabi et al. 2008).

4.4. Determinación de HMA según los factores edáficos

Tabla 7

Análisis de suelo de los parámetros físicos y químicos de dos ecosistemas en seis localidades en San Martín.

	Buenos Aires		Chontal		Cordillera Andina		San Roque		Santa Rosa		Shamboycu	
	Agrícola	Bosque	Agrícola	Bosque	Agrícola	Bosque	Agrícola	Bosque	Agrícola	Bosque	Agrícola	Bosque
pH	6,26 ^{bc}	7, 54 ^a	4,91 ^{de}	4,65 ^{de}	7, 53 ^a	6,18 ^{bc}	6,21 ^{bc}	6,96 ^{ab}	5,3 ^{cd}	6,63 ^{ab}	4,09 ^e	3,98 ^e
CE (dS/m)	0,5 ^{ab}	0, 57 ^a	0,11 ^d	0,10 ^d	0,27 ^{bcd}	0, 51 ^a	0,18 ^{cd}	0,22 ^{cd}	0,18 ^{cd}	0,35 ^{abc}	0,09 ^d	0,11 ^d
P(ppm)	9,20 ^{bcd}	19, 47 ^a	7,52 ^{cd}	18,07 ^{ab}	20,04 ^a	4,39 ^d	6,65 ^{cd}	7,81 ^{cd}	5,38 ^d	6,27 ^{cd}	16,05 ^{abc}	13,51 ^{abcd}
K(ppm)	345, 62 ^a	346, 68 ^a	146,78 ^b	218,31 ^{ab}	191,57 ^{ab}	291,39 ^{ab}	164,19 ^b	201,49 ^{ab}	140,73 ^b	218,44 ^{ab}	149,40 ^b	134,41 ^b
C (%)	4,04 ^{ab}	4,08 ^{ab}	2,86 ^b	3,25 ^{ab}	3,93 ^{ab}	4, 72 ^a	3,43 ^{ab}	3,88 ^{ab}	3,1 ^{ab}	4,29 ^{ab}	3,33 ^{ab}	3,87 ^{ab}
M.O(%)	6,97 ^{ab}	7,04 ^{ab}	4,93 ^b	5,60 ^{ab}	6,77 ^{ab}	8, 13 ^a	5,92 ^{ab}	6,7 ^{ab}	5,35 ^{ab}	7,40 ^{ab}	5,75 ^{ab}	6,68 ^{ab}
N (%)	0,35 ^{ab}	0,35 ^{ab}	0,25 ^b	0,28 ^{ab}	0,34 ^{ab}	0, 41 ^a	0,29 ^{ab}	0,33 ^{ab}	0,27 ^{ab}	0,37 ^{ab}	0,29 ^{ab}	0,33 ^{ab}
ARENA (%)	54 ^a	53, 5 ^a	66, 5 ^a	48, 25 ^a	63, 75 ^a	68, 5 ^a	56 ^a	54 ^a	52, 5 ^a	62 ^a	53 ^a	53 ^a
LIMO (%)	18,5 ^{bcd}	24,25 ^{abc}	18,5 ^{bcd}	22,25 ^{abcd}	18 ^{cd}	14,5 ^d	28, 25 ^a	28 ^{ab}	24 ^{abcd}	19,5 ^{abcd}	22,5 ^{abc}	20 ^{abc}
ARCILLA (%)	27, 5 ^a	22, 25 ^a	15 ^a	29, 5 ^a	18, 25 ^a	17 ^a	15, 75 ^a	18 ^a	23, 5 ^a	18, 5 ^a	24, 5 ^a	27 ^a
CIC (meq/100gr)	31, 2 ^a	27,33 ^{ab}	11,4 ^e	13,8 ^{de}	22,28 ^{bc}	25,47 ^{ab}	23 ^{ab}	20,12 ^{bcd}	21,4 ^{bcd}	27,33 ^{ab}	14,8 ^{cde}	16 ^{cde}
Ca ⁺² (meq/100gr)	24,06 ^a	22,63 ^{ab}	4,48 ^e	1,87 ^e	16,75 ^{bcd}	21,10 ^{abc}	16,59 ^{bcd}	15,10 ^{cd}	13,04 ^d	20,44 ^{abc}	0,85 ^e	0,69 ^e
Mg ⁺² (meq/100gr)	3, 97 ^a	3,60 ^{ab}	1,23 ^{cd}	0,9 ^d	1,72 ^{bcd}	3,29 ^{ab}	2,93 ^{abc}	2,93 ^{ab}	3,03 ^{abc}	3, 95 ^a	0,32 ^d	0,21 ^d
K ⁺ (meq/100gr)	0, 88 ^a	0,86 ^{ab}	0,37 ^c	0,53 ^{abc}	0,47 ^{bc}	0,64 ^{abc}	0,45 ^c	0,54 ^{abc}	0,34 ^c	0,55 ^{abc}	0,37 ^c	0,40 ^c
Na ⁺ (meq/100gr)	0, 19 ^a	0, 22 ^a	0, 14 ^a	0,09 ^a	0, 26 ^a	0, 25 ^a	0, 23 ^a	0, 205 ^a	0, 2475 ^a	0, 21 ^a	0, 17 ^a	0, 14 ^a
Al ⁺³ +H ⁺ (meq/100gr)	0 ^d	0 ^d	2,04 ^{bc}	2,65 ^b	0 ^d	0 ^d	0 ^d	0 ^d	0,13 ^{cd}	0 ^d	6, 39 ^a	6, 76 ^a
SUMA DE CATIONES	29, 10 ^a	27,33 ^{ab}	8,27 ^e	6,0 ^{4e}	19,21 ^{cd}	25,30 ^{abc}	20,20 ^{bcd}	19,39 ^{cd}	16,79 ^d	25,17 ^{abc}	8,10 ^e	8,21 ^e
SUMA DE BASES	29, 10 ^a	27,33 ^{ab}	6,23 ^e	3,39 ^e	19,21 ^{cd}	25,30 ^{abc}	20,205 ^{bcd}	19,39 ^{cd}	16,69 ^d	25,16 ^{abc}	1,71 ^e	1,45 ^e
%SAT.DE BASES	93, 5 ^a	100 ^a	52 ^b	25,75 ^c	85, 25 ^a	99, 25 ^a	87, 75 ^a	96, 5 ^a	77,25 ^{ab}	92, 5 ^a	11,75 ^c	9,25 ^c

Los factores edáficos en los ecosistemas agrícolas y de bosque varían entre cada localidad en estudio, cada uno de estos parámetros es reportado en otros estudios como influyente en la diversidad de HMA. La tabla 7 presenta resultados de los análisis fisicoquímicos del suelo de los dos ecosistemas en estudio en seis localidades de San Martín, incluyendo análisis de pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo (P), potasio (K), carbono (C), materia orgánica (M.O.), nitrógeno (N), textura arena, limo, arcilla, capacidad de intercambio catiónico (CIC), catión calcio (Ca^+), magnesio (Mg^{+2}), potasio (K^+), sodio (Na^+), aluminio ($\text{Al}^{+3}+\text{H}^+$), y porcentaje de saturación de bases. Así mismo, en la Tabla 6 se muestra la diferencia de medias (Tukey, $p < 0.05$).

En el parámetro de pH se obtuvieron valores entre 3,98 a 7,54, presentando los valores más altos de pH las localidades de Cordillera Andina y Buenos Aires con pH entre 6,18 a 7,54, mientras que la localidad de Shamboyacu presentó el suelo más ácido con los valores de 4,09 y 3,98 en el ecosistema agrícola y de bosque respectivamente. De la misma forma, para el parámetro de conductividad eléctrica, la localidad de Shamboyacu presentó los valores más bajos con 0,09 mmhos/cm y 0,11 mmhos/cm para el ecosistema agrícola y de bosque respectivamente, mientras que las localidades de Cordillera andina y Buenos aires presentaron los valores más altos con 0,51 mmhos/cm y 0,57 mmhos/cm respectivamente para el ecosistema de bosque.

En cuanto al contenido de nutrientes como el fósforo en suelo (ppm) presentó diferencia de medias entre localidades y ecosistemas, pero los más altos presentaron el ecosistema bosque en la localidad Buenos aires con 19,47 ppm y en el ecosistema de agrícola de la localidad de Cordillera andina con 20,04 ppm, pero al mismo tiempo la localidad de Cordillera andina presentó el menor contenido de fósforo en suelo, pero para el ecosistema de bosque con 4,39 ppm. Por otra parte, La localidad de Buenos aires presentó el mayor contenido de potasio en suelo con 345 ppm y 346 ppm, para los ecosistemas agrícolas y de bosque respectivamente. En el contenido de carbono se presentó el mayor valor en la localidad de Cordillera Andina con 4,72 ppm para el ecosistema de bosque, de igual manera esta localidad y ecosistema presentó el mayor contenido de materia orgánica y Nitrógeno con 8,13 y 0,41 respectivamente. Para el parámetro de textura la localidad de Chontal en el ecosistema agrícola presentó el mayor valor de arena con 66,5%, el menor valor de arcilla con 15% y con 18,5% de limo. Mientras que la localidad con mayor porcentaje de textura limo fue San Roque en el ecosistema agrícola. La localidad con menor valor de CIC fue la localidad de Chontal para el ecosistema agrícola con 11,4, mientras que la localidad de Buenos aires para el mismo ecosistema presentó 31,2, siendo el mayor valor para CIC.

Para los parámetros Calcio (Ca^{+2}), Magnesio (Mg^{+2}) y K^+ la localidad Buenos Aires en el ecosistema agrícola presentó los mayores valores con 24,06 ppm, 3,97 ppm y 0,88 ppm respectivamente. Mientras que para los parámetros de Na^+ no se presentó diferencia significativa entre todas las localidades y ecosistemas. Y el parámetro de $\text{Al}^{+3}+\text{H}^+$ presentó valores más altos en la localidad Shamboyacu, obteniendo 6,39 ppm para el ecosistema agrícola y 6,76 ppm en el ecosistema de bosque.

Los valores de pH obtenidos de la localidad de Cordillera Andina para el ecosistema agrícola (7,53) y de bosque (6,18) presentan una relación estrecha con la diversidad de Shannon, al ser la localidad con mayor índice de diversidad de HMA de las seis localidades en estudio de San Martín. Esto es demostrado por diversos autores que llegaron a conclusiones similares, como Xu et al. (2016), quienes sugieren que el pH del suelo es el predictor más fuerte de la diversidad y riqueza de HMA. Así mismo, Rozek et al. (2020), también demostraron que la relación entre el pH del suelo y los índices de uniformidad de Shannon de HMA proporcionan información importante para predecir los cambios en HMA. La razón puede ser el pH afecta directamente formación y germinación de HMA, y en comparación con el pH 5,5, se encontraron más esporas en el suelo con cercano al pH neutro (pH 7) (Jamiolkowska et al., 2018). Esto también puede ser relacionada con el bajo índice de diversidad de HMA en Shambuyacu, cual precisamente presenta el pH más ácido (3,98 y 4,09) de todas las localidades. Estos cambios en el pH del suelo pueden imponer directamente restricciones fisiológicas a los HMA. Cuando el pH del suelo supera un cierto rango, puede causar cambios en las comunidades de HMA (Xu et al., 2017). Así, el pH del suelo puede ser un factor selectivo para la composición de los microorganismos de la rizosfera en el suelo (Bucking y Kafle, 2015), así como puede modificar significativamente la estructura de HMA (Corazón-Guivin et al. 2022). Por lo tanto, los factores juegan papel importante en la comunidad y diversidad HMA.

Los valores de conductividad eléctrica obtenidas de la localidad de Cordillera andina y Buenos aires presentaron los niveles más altos en el ecosistema de bosque, estos valores de conductividad eléctrica se relacionan con la concentración total de sal en el suelo (Blume et al. 2016). Varios estudios han encontrado correlaciones positivas en la concentración de sales del suelo y el número de esporas (Bencherif et al., 2015). Esto permite relacionar que las localidades Cordillera andina y Buenos aires presentarán también los promedios más altos de riqueza de HMA, mientras que en la localidad de Shamboyacu se presentó menor conductividad eléctrica y menor riqueza. Esto se encuentra de acuerdo con la idea de que los HMA forman estructuras latentes para persistir en condiciones ambientales desfavorables (Bencherif et al., 2015). De hecho, se ha

demostrado que la esporulación de los HMA es estimulada en condiciones salinas (Aliasgharzadeh et al., 2001), aunque la germinación también puede ser inhibida (McMillen et al., 1998), lo que resulta en un aumento del banco local de esporas de HMA (Silva-Flores et al., 2019).

Los valores de fósforo en suelo obtenidas de las localidades de Buenos aires (19,47 ppm para el ecosistema de bosque) y Cordillera andina (20,04 ppm para el ecosistema agrícola) presentan una relación estrecha con la mayor riqueza HMA en rizosfera del presente estudio la región de San Martín. Esto es debido a que se reporta que el fósforo disponible en el suelo desempeña un papel importante en la estructura de la comunidad de HMA, presentándose como un mineral relativamente estable y de poca movilidad en el suelo (Ji y Bever, 2016). Pero así mismo, la propia localidad de Cordillera andina presentó en el ecosistema de bosque un bajo contenido de fósforo en suelo (4,39 ppm), pero a la vez presentando una alta riqueza de HMA, y esto va de acorde a Moora et al. (2014), quienes señalan que el fósforo no desempeñó papel significativo en distribución de la comunidad de HMA, lo cual es consistente con el resultado del estudio en este ecosistema de la localidad de Cordillera andina y a la vez con la localidad de Shamboyacu, que en ambos ecosistemas presentan medias de contenido de fósforo que no difieren de los de mayor contenido pero en este caso obteniéndose la menor riqueza de HMA. Estudios demostraron que las raíces tienen dos formas de absorber el fósforo del suelo, en suelos ricos en fósforo, las raíces absorben el fósforo directamente (Smith et al. 2015; Raven et al. 2018), pero en cambio en suelos con fósforo limitado, las raíces pueden cambiar su forma de absorción mediada por simbiosis con HMA y, por lo tanto, facilitar que las hifas absorban fósforo (Johnson et al. 2015). Estudios reportados en la adición de utilización del fósforo del suelo terminan afectando la abundancia HMA, conllevando a que estas comunidades disminuyan (De Beenhouwer et al., 2015; Ceulemans et al., 2019).

Los valores de contenido de potasio obtenidas de la localidad de Buenos aires para el ecosistema agrícola (345 ppm) y de bosque (346 ppm) presentan una relación estrecha con uno de los promedios más altos de riqueza de HMA y también presentando el valor más bajo de dominancia de índice Simpson entre las seis localidades en estudio de la región de San Martín. Eso podría estar relacionado a lo reportado por (He et al. 2016) y (Ji et al. 2022), que el contenido de potasio disponible en suelo juntamente con otros micronutrientes como el calcio y magnesio puede impactar significativamente en la comunidad de HMA presente en un suelo. Precisamente estos micronutrientes también estaban se presentaban en esta misma localidad con los valores más altos para el ecosistema agrícola con 24,06 ppm de calcio y 3,97 ppm de magnesio.

El ecosistema de bosque de la localidad de Cordillera andina presentó los valores más altos de contenido de carbono (4,72 ppm), materia orgánica (8,13%) y nitrógeno (0,41 ppm) de todas las localidades en estudio en la región San Martín. El contenido de carbono en suelo es reportado como un modulador de la diversidad de HMA (Johnson, 2010; Koorem et al., 2016), y eso es debido a que muchos microorganismos están directamente relacionados con la descomposición y la renovación de la materia orgánica (Nielsen et al., 2011), contribuyendo al secuestro de carbono del suelo debido a la formación y degradación de subproductos microbianos, y/o afectan indirectamente la estabilidad del carbono al aumentarlo (Six et al., 2006). En este caso los HMA están involucrados en el ciclo del carbono y en la mediación de la translocación de carbono de las plantas huésped a sus hifas y la matriz del suelo (Zhu y Miller, 2003), tanto en el incremento de la biomasa del huésped como en productividad de la planta. Así mismo, se ha demostrado que los HMA afectan la estructura del suelo y los estabilizan por medio de sus hifas micorrícicas extrarradicales (Wilson et al., 2009), las cuales actúan como un agente aglutinante a largo plazo, un componente estructural y paredes de esporas que se libera después de la descomposición (Rillig, 2004). La producción de glomalina es importante ya que contribuye dentro del mecanismo que media el secuestro de carbono del suelo (Lehmann y Rillig, 2015). Así mismo, se ha reportado que el desarrollo de los HMA en el suelo, tanto la proliferación de hifas como la formación de esporas, a menudo es estimulado por enmiendas orgánicas, particularmente aquellas con un contenido significativo de nitrógeno (Quilliam et al., 2010). Está estimulación del desarrollo de HMA podría relacionarse con la liberación de nutrientes (particularmente de nitrógeno) las enmiendas a través de la mineralización, o con propiedades del suelo bióticas o abióticas modificadas localmente, o ambas (Bukovská et al., 2015). En relación con la materia orgánica del suelo se reporta que contribuye positivamente a la productividad al aumentar almacenamiento en nutrientes, retención y las tasas de mineralización de nutrientes (Smith et al., 2014), lo que influye en la abundancia y diversidad estos mismos.

La textura del suelo en la diversidad HMA, y estos parámetros suelen ser variados en cada localidad y ecosistema en estudio. Como por ejemplo la localidad Cordillera andina, que presenta en ambos de sus ecosistemas textura de suelo mayores al 63% de arena y así mismo es la localidad que presenta la mayor riqueza de HMA. Esto se podría relacionar con reportes que mencionan que los suelos arenosos son más livianos y tienen partículas más grandes, teniendo espacios porosos más grandes que pueden facilitar los procesos metabólicos de los microorganismos, proporcionando mejores condiciones para la distribución de los micelios de HMA (Mangalassery et al., 2013). Mientras que los suelos arcillosos son densos y están compuestos por partículas finas que limitan la expansión de

las raíces y posiblemente también la distribución del micelio (Moebius-Clune et al., 2013). A partir de ellos se puede relacionar que este mayor porcentaje de arena en la localidad de Cordillera andina ha influenciado en la riqueza de HMA. Así mismo, se han reportado la influencia negativa del contenido de textura arcillosa en suelo en la diversidad de HMA, especificando que la arcilla es el principal factor de influencia de la riqueza de HMA (Sousa et al., 2018), y es que la variación en la textura del suelo puede ser determinantes en la distribución de HMA y restringir los propágulos (Hart y Reader, 2002).

Tabla 8

Correlación de variable de suelo con riqueza, índice de Simpson e índice de Shannon

	Riqueza	Simpson	Shannon
pH	0,350534*	-0,3069667*	0,3435753*
C.E	0,4160497*	-0,09932741	0,1801998
P	-0,06869477	0,2476293	-0,2606059
K	0,4002816*	-0,05589297	0,1250762
C	0,08098969	0,1552229	-0,1094989
M.O	0,08074426	0,1554359	-0,1097351
N	0,09679959	0,1436395	-0,09617044
ARENA	0,00811671	-0,1364167	0,1130889
LIMO	-0,1695518	0,09761208	-0,1279628
ARCILLA	0,1185753	0,1118744	-0,05676503
CIC	0,3617483*	-0,1266178	0,205008
Ca⁺²	0,4370853*	-0,2927764*	0,3652291*
Mg⁺²	0,3611918*	-0,2439336	0,2909528*
K⁺	0,3824609*	-0,01937014	0,08383808
Na⁺	0,3591006*	-0,2203175	0,2718655
Al⁺³+H⁺	-0,4893579*	0,5252051*	-0,5673099*
SUMA DE CATIONES	0,3908448*	-0,1958583	0,2700511
SUMA DE BASES	0,4384077*	-0,2886024*	0,3593503*
%SAT.DE BASES	0,4206035*	-0,3917375*	0,4419869*

La Tabla 8 se muestra correlaciones variables de suelos con la riqueza, índice de Simpson e índice de Shannon. En estos resultados la variable pH se correlaciona significativamente y de forma positiva, pero se correlaciona de forma negativa con el índice Simpson. La variable CE se correlaciona significativamente y de forma positiva con la riqueza, pero no se correlaciona con el índice de Simpson y de Shannon. De igual manera las variables K y CIC se correlacionan significativamente y de forma positiva con la riqueza, pero no se correlacionan con el índice de Simpson y de Shannon. La variable Ca⁺² correlacionada

significativamente y correlacionada de forma negativa con el índice Simpson. La variable Mg^{+2} significativamente positiva con la riqueza y con el índice de Shannon. K^+ , Na^+ suma de cationes se correlacionan significativamente y de forma positiva con la riqueza. La variable $Al^{+3}+H^+$ se correlaciona positivamente con índice Simpson, pero se correlaciona de forma negativa con la riqueza. Las variables Suma de Bases y %Sat. de Bases se correlacionan significativamente y de forma positiva con Shannon, pero negativa con el índice Simpson.

La correlación de la variable de pH estuvo relacionada significativamente con la riqueza, índice de Shannon e índice de Simpson. Esto se debe que se han reportado estudios donde han demostrado que existe una evidente relación en la diversidad y riqueza HMA el pH (Xu et al., 2016; Rozek et al.; 2020). Es por ello por lo que se considera que la variación de pH en suelo afecta directamente el metabolismo de muchas especies o comunidades de HMA, debido a que muchos microorganismos solo pueden tolerar un cierto rango de pH y cuando se presenta una variación que supera dicho rango afecta directamente en su fisiología (Bucking y Kafle, 2015), dentro de este grupo se reportan cambios en HMA por variaciones de pH en las distintas localidades (Xu et al., 2017). Así mismo, Bainard et al. (2015), concluyeron que el pH del suelo es la única variable ambiental que parece ser un factor clave en la composición de las comunidades de HMA. Por lo tanto, el factor de pH juega un importante papel en la comunidad y HMA.

La correlación de variable de conductividad eléctrica estuvo relacionada significativamente con la riqueza. Estos resultados corroboran los resultados obtenidos por Bencherif et al. (2015), quienes encontraron correlaciones positivas entre conductividad eléctrica y la riqueza de HMA. Esto se es debido a que la conductividad eléctrica puede conllevar una condición ambiental desfavorable para el crecimiento de HMA, pero a la vez es una de las condiciones requeridas por estos microorganismos para la formación de sus estructuras latentes, como viene a ser la esporulación (Aliasgharzadeh et al., 2001).

La correlación de las variables de intercambio catiónico del suelo y potasio estuvieron relacionadas significativamente con la riqueza. Resultados contrarios a los de Álvarez-Lopez Tello et al. (2019), determinaron capacidad de intercambio catiónico del suelo se asocia negativamente. Mencionan que HMA tienen alta capacidad de intercambio catiónico y absorción de metales (Takács y Vörös, 2003). En el caso de potasio la correlación obtenida representa la importancia que radica en este compuesto y que influye directamente en las comunidades de HMA (He et al., 2016; Ji et al., 2022), y para el estudio específicamente en café.

La correlación de variable Mg^{+2} del suelo presentó una relación positiva significativa con la riqueza e índice de Simpson, este último está muy relacionado con la diversidad HMA presentes en todos los estudios de la región San Martín, estos resultados son validados por Ji et al. (2022), quienes obtuvieron relaciones positivas significativas con el contenido de Mg^{+2} del suelo y la riqueza de HMA, considerándolo como uno de los factores importantes que explican el cambio de la comunidad de HMA. Se han reportado en otros trabajos que la variación en la riqueza de HMA se encuentra muy relacionado con las propiedades fisicoquímicas, iónicas y bióticas del suelo, pero sobre todo Mg^{+2} impacta significativamente en la comunidad de HMA (Sutcliffe et al., 2018). Así mismo, Gryndler et al. (1992), informan que las concentraciones de Mg^{+2} en el suelo altera la comunidad fúngica y así mismo puede promover la colonización de HMA. Lo cual fue consistente con los resultados observados en nuestro estudio y verificados por correlación, obteniendo una correlación positiva al contenido de Mg^{+2} en suelo.

Los resultados de las variables Ca^{+2} , K^{+} , Na^{+} , suma de cationes, Suma de Bases y %Sat. de Bases presentan una relación positiva significativa con la riqueza de HMA, esto podría estar relacionado que los cationes intercambiables y variación en las bases ejercen en la diferencia de estructuras comunitarias de HMA (Diop et al., 2021). Anteriores estudios demostraron los niveles moderados en Ca^{+2} y K^{+} en suelo estimulan significativamente la riqueza de HMA colonización de huéspedes (Zhang et al., 2017; Melo et al., 2019; Liu et al., 2019). Además, se reporta que el calcio está principalmente involucrado en el establecimiento de la simbiosis al promover la permeabilidad de las células de la raíz mediante una oscilación de su concentración citosólica (Parniske, 2008). En cuanto al potasio, se describe como un elemento estimulante de la micorrización y suele ser un requisito previo para la micorrización (Zhang et al., 2017). Sin embargo, el efecto del K no sólo depende de su propia disponibilidad, sino también de la disponibilidad de otros iones intercambiables como el Ca^{+2} (Ardestani et al., 2011; Melo et al., 2019). Reportaron que el sodio afecta la composición de la comunidad de HMA en suelo, incluido dentro de los parámetros del suelo relacionados con la salinidad (Casazza et al., 2017). Este resultado está en línea con hallazgos previos que mostraron que la salinidad puede influir en suelos agrícolas (Liu et al., 2014).

La correlación de la variable Al^{+3} del suelo presentó relación negativa con la riqueza y una relación positiva significativa con índice de Simpson, este último está muy relacionado con la diversidad HMA presentes en estudio, demostrando los niveles altos en presencia de iones de Al^{+3} del suelo influyen negativamente en la riqueza y diversidad HMA. Resultados similares a los obtenidos por Oliveira y Oliveira (2010), Cao et al. (2016) y Diop et al.,

(2021), quienes han demostrado que la colonización de raíces, esporulación de HMA, riqueza y diversidad de HMA son variables en efecto de las propiedades químicas del suelo, mostrando todas estas variables una correlación negativa con los niveles de aluminio.

4.5. Porcentaje de colonización

Los análisis estadísticos evidencian que el porcentaje de colonización de HMA no muestra diferencia significativa en función del ecosistema, pero si en función de la localidad. De la misma forma, no se obtuvieron diferencias significativas de HMA en función de la interacción del ecosistema con la localidad (Tabla 9).

Tabla 9

Análisis de varianza de porcentaje de colonización de hongos micorrízicos arbusculares en distintos ecosistemas y localidades

	Grado de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F Calculado	P-valor
Ecosistema	1	16,6	3	0,08	0,78
Localidad	5	6157,8	2	5,72	<0,001
Ecosistema*Localidad	5	2269,3	5	2,11	0,08
Residuos	48	10332,7	4		
Total	59	187776,4	1		

La Figura 16 señala que el porcentaje de colonización de HMA no presenta diferencias significativas del promedio de riqueza entre los dos ecosistemas, se puede observar que la riqueza específica promedio del ecosistema agrícola es mayor 72,85 que la riqueza específica promedio del ecosistema bosque 72,80.

La figura 17 muestra porcentaje de colonización de HMA en 6 localidades de San Martín. El rango de porcentaje de HMA varía entre 56,13% y 82,79%, presentando los mayores valores estadísticamente similares las localidades de Shamboyacu y Cordillera Andina. Por otra parte, Santa Rosa presenta menor porcentaje de colonización.

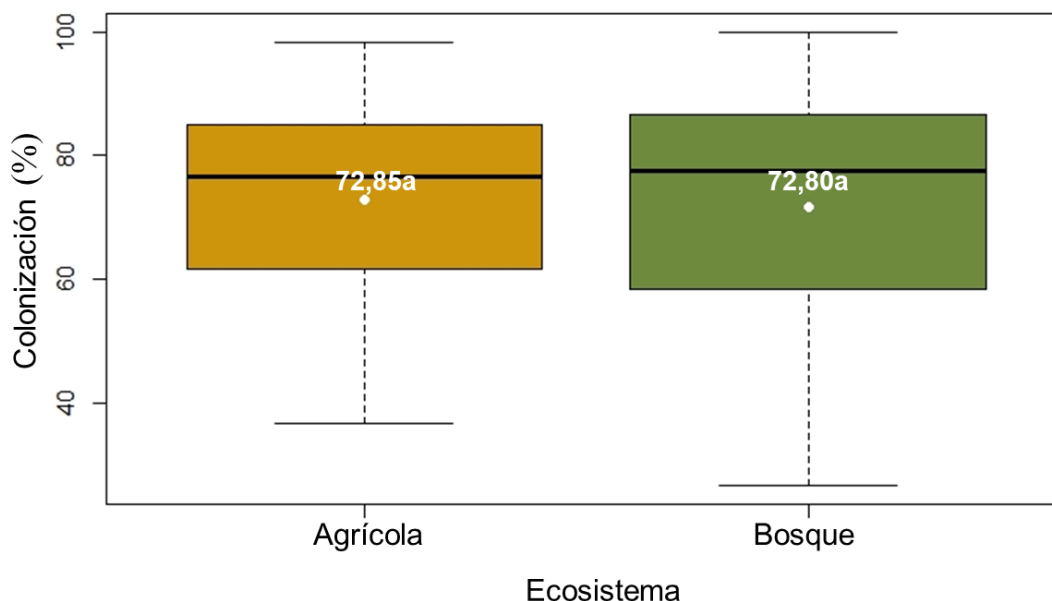


Figura 16. Porcentaje de colonización de hongos micorrizicos arbusculares en ecosistema agrícola y de bosque en la región San Martín.

La colonización de hongos micorrizicos no se vio afectada por el ecosistema agrícola o de bosque en San Martín. Se detectaron porcentajes estadísticamente similares y esto podría deberse por que la colonización en plantas de café está relacionada con el contenido de fósforo en el suelo, debido a que el fósforo es un nutriente involucrado puede influir micorrizas (Siquiera et al., 1998; Prates et al., 2019), precisamente en nuestros resultados se presentaron cantidades de fósforo similares en ambos ecosistemas en algunas localidades y en otras que superiores en un ecosistema e inferiores en el otro. El porcentaje de colonización de HMA en ambos ecosistemas pudo verse afectada por el periodo de muestreo, ya que el HMA puede ser una respuesta a cada temporada en el ecosistema que habitan los hospederos (Staddon et al., 2003; Zangaro et al., 2013), esto conllevaría a que se asigna una menor producción del grano de café, puede modular la diversidad de HMA (Koorem et al., 2016). Además, Arias et al. (2012) mencionan que las plantas de café en ecosistemas de bosque o fragmentos de estos presentan una mayor diversidad y abundancia de especies de plantas en diferentes etapas fenológicas en comparación con las plantaciones agrícolas de café, que brindan diferentes condiciones de nicho para la colonización a lo largo del tiempo, pero en comparación con nuestros resultados el ecosistema de bosque presenta una riqueza similar al ecosistema agrícola por lo esté muy relacionado con las condiciones para la colonización no presentará diferencia significaba entre ecosistemas. Esos resultados son similares a los reportados por Prates et al. (2019), presentaron diferencias en el porcentaje de colonización HMA en raíces de café en ecosistemas agrícolas y bosque en Araponga, en el estado de Minas Gerais, Brasil.

La figura 17 indica porcentaje de colonización HMA en 6 localidades de la región San Martín. El rango de porcentaje de colonización de HMA varía entre 56,13% a 82,79%, presentando los mayores rangos las localidades de Shamboyacu y Cordillera Andina sin presentar diferencia significativa entre ambas localidades, mientras que la localidad Santa Rosa presenta menor rango.

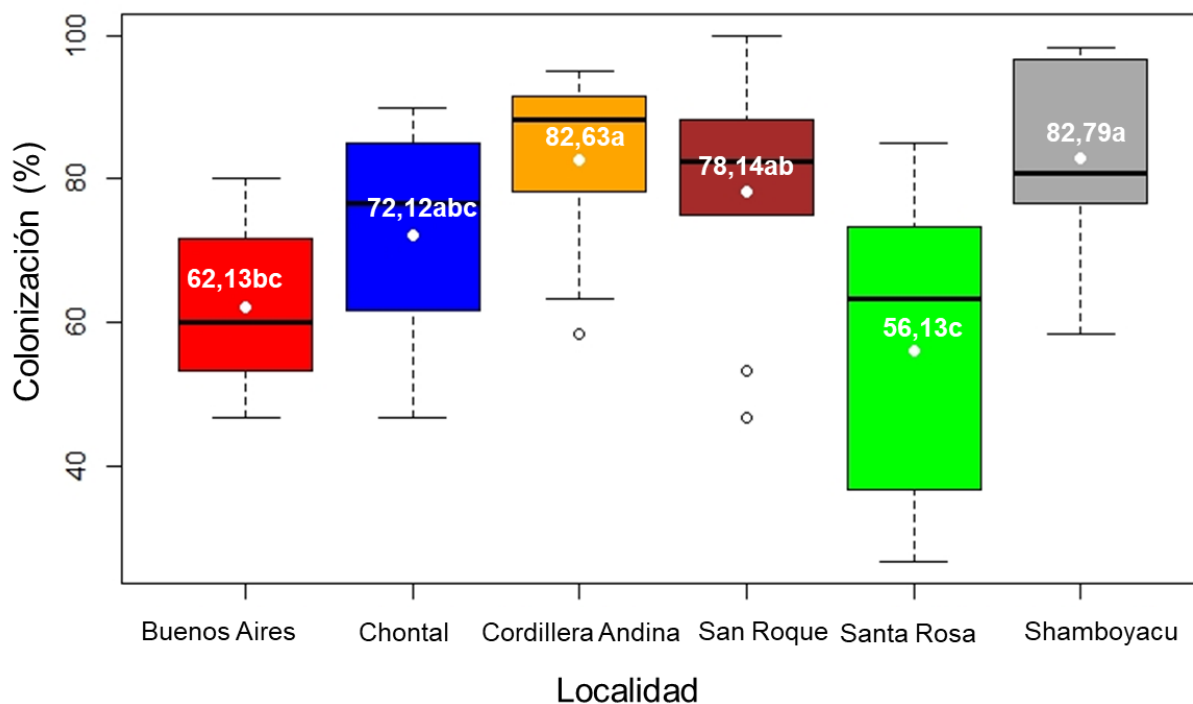


Figura 17. Porcentaje de colonización de hongos micorrizicos arbusculares en 6 localidades de la región San Martín.

La diferencia en la colonización de HMA en raíces de café entre las seis localidades de la región San Martín puede estar relacionada con factores locales como la variación del pH y el potasio presente en el suelo, que pueden seleccionar especies con distintos hábitos simbióticos que influyen en el grado de colonización de raíces (Prates et al., 2019). Así mismo, se presenta a las localidades de Cordillera Andina y Shamboyacu con mayor porcentaje de colonización de HMA con 82%, esto es afectado directamente por el contenido de fósforo en el suelo en cada localidad, ya que ambas localidades se presentan altos contenidos de fósforo en comparación con otras localidades, y con ello se relaciona el contenido de fósforo en el suelo con el porcentaje de colonización debido a que este mineral influye en la colonización de HMA por estar relacionado con la propia ecología nutricional de estos microorganismos (Siquiera et al., 1998; Prates et al., 2019).

En el caso de la localidad de Santa Rosa se presenta 56% de colonización de HMA en raíces de café, siendo la localidad con menor porcentaje de colonización y de igual manera

se relaciona directamente el contenido de fósforo en el suelo, presentando 5,38 ppm y 6,27 ppm de fósforo en los ecosistemas agrícolas y de bosque respectivamente, de igual manera presentando los valores más bajos en contenido de fósforo en comparación a las otras localidades. Existiendo un bajo contenido de fósforo en el suelo ha influenciado directamente en la baja colonización de HMA en raíces de café de esta localidad, al no presentar la ecología nutricional requerida por los HMA (Prates et al., 2019). Los resultados obtenidos son similares con trabajos de investigación realizados en la región de San Martín donde demuestran el alto potencial colonizador de los HMA en café, con altas tasas de colonización de hasta 90% en plantaciones de café de ecosistemas agrícolas de la localidad de Lamas (Rengifo, 2020).

CONCLUSIONES

- Encontramos un total de 28 especies de HMA por morfología de esporas pertenecientes a nueve géneros y cinco familias en el suelo de la rizosfera. Acaulospora fue el género más diverso, con trece especies: *A. aspera*, *A. cavernata*, *A. dilatata*, *A. foveata*, *A. longula*, *A. lacunosa*, *A. mellea*, *A. morrowiae*, *A. scrobiculata*, *A. gerdemannii*, *A. excavata*, *A. spinosissima*. Glomus tuvo seis especies de las cuales dos fueron descrita previamente fué *G. segmentatus*. *G. magnicaule* y cuatro fueron especies que no se lograron identificar. Dominikia tuvo una especie identificada *D. aurea*. Funneliformis contó con dos especies previamente identificadas *F. sanmartinensis*. *F. geosporum*. Microkamienskia tuvo una edentificada *M. divaricata*. Septoglomus con una especie no identificada *Septoglomus* sp1. Diversispora con dos especies de las cuales una identificada previamente *D. aurentia* y una desconocida *diversispora* sp1. Gigaspora con una especie identificada *G. candida* y por ultimo la cetraspora con una especie identifica *C. gilmorei*.
- La riqueza entre ecosistemas no presentó diferencia significativa, pero se obtuvieron promedios de 6,33 y 5,87 para ecosistema agrícola y de bosque respectivamente. La riqueza entre localidades presentó diferencia significativa entre ellas, siendo la menor riqueza la localidad de Shamboyacu con 4,25, mientras que la localidad de Cordillera Andina presentó la mayor riqueza con 7,5 de media.
- La estructura comunitaria entre ecosistema de bosque y agrícola no presentó diferencia significativa entre ellas, obteniéndose un índice de Shannon de 1,26 y 1,17 respectivamente. La comparación entre localidades demostró que la localidad de Cordillera Andina presentó la mayor diversidad de estructura comunitaria en la rizosfera de café con 1,51 de índice de Shannon.
- La distribución de HMA presentó una correlación positiva en los parámetros de pH, conductividad eléctrica, potasio, etc. Y en algunos casos negativa como los parámetros de fósforo, limo, etc.
- No presentó diferencias significativas en el porcentaje de colonización de HMA en función del ecosistema. Y comparación del porcentaje en función de la localidad se obtuvo que la localidad de Shamboyacu presentó el mayor porcentaje con 82,79%.

RECOMENDACIONES

- Identificar molecularmente las especies de HMA que no se lograron identificar por morfología, debido a que representa una especie con gran potencial para la región de San Martín.
- Realizar más estudios de plantaciones de café y bosques que se encuentren más alejados entre ambos ecosistemas del presente estudio con riquezas de especies de HMA.
- Determinar más áreas de estudios que puedan permitir descubrir variaciones en estructuras comunitarias en la rizosfera de café y bosques en San Martín.
- Realizar colectas de suelos de áreas diferentes al presente estudio que contribuyan al descubrimiento de nuevas especies de HMA y sus respectivas distribuciones según los factores edáficos en plantaciones de café y bosques en San Martín.
- Identificar los meses secos, de lluvia o de floración de café en zonas agrícolas y bosques en San Martín para realizar diferentes colectas en tiempos distintos que puedan permitir identificar la variación en colonización micorrízica de HMA.
- Evaluar diversidad de HMA en áreas naturales adyacentes a otros cultivos de importancia (cacao, pitahaya, palma, etc) debido a que la deforestación en la Amazonía, específicamente en San Martín, tiene una tendencia al alza por lo que se requiere una evaluación periódica de como influye o va influir en la riqueza.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R. (2021). Estudio de la diversidad de hongos micorrizicos arbusculares (HMA) en el cultivo de sacha inchi (*Plukenetia volubilis* L.), en la región San Martín. (Tesis para optar el título profesional de ingeniero agrónomo). Universidad Nacional de San Martín, Facultad de ciencias Agrarias, San Martín, Perú. <https://repositorio.unsm.edu.pe/handle/11458/4124>
- Aguilar-Ulloa, W., Arce-Acuña, P., Galiano-Murillo, F., Torres-Cruz, T. J. (2016). Aislamiento de esporas y evaluación de métodos de inoculación en la producción de micorrizas en cultivos trampa. *Revista Tecnología En Marcha*, 29(7), p. 5–14. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i7.2700>
- Alguacil, M., Lumini, E., Roldan, A., Salinas-Garcia, J., Bonfante, P., Bianciotto, V. (2008). The impact of tillage practices on arbuscular mycorrhizal fungal diversity in subtropical crops. *Ecol Appl.*, 18: 527–536. <https://doi.org/10.1890/07-0521.1>
- Aliasgharzadeh, N., Rastin, S.N., Towfighi, H., Alizadeh, A. (2001). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in saline soils of the Tabriz Plain of Iran in relation to some physical and chemical properties of soil. *Mycorrhiza*, 11: 119-122. <https://doi.org/10.1007/s005720100113>
- Almeida, R., DE Freire, V, Vascoceles, I. (1985). Infección de micorrizas vesículo arbuscular en gramíneas y leguminosas herbáceas y arbustivas en dos suelos del Estado de Ceara. En: *Ciencias Agronómica* 16(1), p. 69-73.
- Álvarez-Lopezello, J., del Castillo, R.F., Robles, C., Hernández-Cuevas, L.V. (2019). Spore diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in human-modified neotropical ecosystems. *Ecol. Res.*, 34: 394– 405. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12004>
- Andrade, S., Mazzafera, P., Schiavinato M., Silveira, A. (2009). Arbuscular mycorrhizal association in coffee. *The Journal of Agricultural Science*. 147, pp 105-115. <https://doi.org/10.1017/S0021859608008344>
- Anthony, F., Astorga, C., Berthaud, J. (1999). Los recursos genéticos: las bases de una solución genética a los problemas de la caficultura latinoamericana. *Desafíos de la caficultora en Centroamérica*. San José, CR, IICA. p. 369-406.

- Ardestani, N., Zare-Maivan, H., Ghanati, F. (2011). Effect of different concentrations of potassium and magnesium on mycorrhizal colonization of maize in pot culture. *African Journal of Biotechnology*, 10(73): 16548-16550. <http://dx.doi.org/10.5897/AJB11.556>
- Arguedas-Gamboa, M., Rodríguez-Solís, M., Guevara-Bonilla, M., Esquivel-Segura, E., Sandoval-Rocha, S., Briceño-Elizondo, E. (2019). Incidencia y severidad de *Olivea tectonae* y *Rhabdopterus* sp. en plantaciones jóvenes de *Tectona grandis* L.f. bajo distintas modalidades de control de arvenses. *Agronomía Costarricense* 43(1): 9-19. ISSN:0377-9424. <http://dx.doi.org/10.15517/rac.v43i1.35631>
- Arias, R.M., Heredia-Abarca, G., Sosa, V.J., Fuentes-Ramírez, L.E. (2012). Diversity and abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores under different coffee production systems and in a tropical montane cloud forest patch in Veracruz, Mexico. *Agrofor Syst.*, 85: 179–193. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9414-3>
- Arteaga, E. (2019). Identificación de la diversidad y colonización de Hongos Micorrízicos Arbusculares (HMA) nativos, en el cultivo de café (*Coffea arabica* L.), en cuatro provincias (El Dorado, Lamas, San Martín y Moyobamba). (Tesis para optar el título de ingeniero agrónomo) Universidad Nacional de San Martín, Facultad de ciencias Agrarias, San Martín, Perú. <http://hdl.handle.net/11458/3529>
- Arteaga, E. (2021). Estudio de la diversidad de Hongos Micorrízicos Arbusculares (HMA) en el cultivo de Sacha Inchi (*Plukenetia volubilis* L.), en la región San Martín. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Martín, Tarapoto, Perú. <http://hdl.handle.net/11458/3529>
- Bainard, L., Dai, M., Gómez, E., Torres-Arias, Y., Bainard, J., Sheng, M., Eilers, W., Hamel, C. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungal communities are influenced by agricultural land use and not soil type among the Chernozem great groups of the Canadian Prairies. *Plant Soil*, 387: 351–362. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2288-1>
- Baltruschat, H., Santos, V., da Silva, D., Schellenberg, I., Deubel, A., Sieverding, E., Oehl, F. (2019). Unexpectedly high diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in fertile Chernozem croplands in Central Europe. *CATENA*, 182: 104135. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104135>

- Barrera, S.E. (2009). El uso de hongos micorrizicos arbusculares como una alternativa para la agricultura. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Industrial de Santander. Vol 7 No. 1. Bucaramanga, Colombia.
- Barrios, L. (2017). Selección de morfotipos de hongos micorrizicos arbusculares nativos predominantes de suelos degradados asociados a plantas de cobertura de la subcuenca del Cumbaza. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Martín, Tarapoto, Perú. <http://hdl.handle.net/11458/2585>
- Beauchamp, V., Stromberg, J., Stutz, J. (2006). Arbuscular mycorrhizal fungi associated with Populus-Salix stands in a semiarid riparian ecosystem. *New Phytol.*, 170: 369–380. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01668.x>
- Belay, Z., Negash, M., Kaseva, J. (2020). Native forests but not agroforestry systems preserve arbuscular mycorrhizal fungal species richness in southern Ethiopia. *Mycorrhiza*, 30: 749–759. <https://doi.org/10.1007/s00572-020-00984-6>
- Bencherif, K., Boutekrabt, A., Fontaine, J., Laruelle, F., Dalpè, Y., Anissa, L. (2015). Impact of soil salinity on arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity and microflora biomass associated with *Tamarix articulata* Vahl rhizosphere in arid and semi-arid Algerian areas. *Sci Total Environ*, 533: 488-494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.007>
- Benedetti, S., Balocchi, F. y Hormazábal, M. (2018). Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) linked to *Peumus boldus* natural formation in Central Chile. *Gayana Bot.* 75(1): 431-437. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100431>
- Bhattacharjee, M., Mukerji, K.G., Tewari, J.P., Skoropad, W.P. (1982). Structure and hyperparasitism of a new species of *Gigaspora*. *Transactions of the British Mycological Society*, 78(1): 184.
- Blaszkowski, J. (1989). *Acaulospora cavernata*. *Cryptogamic Botany*, 1: 204-207.
- Blaszkowski, J. (2004). *Glomus aurantium* and *G. xanthium*, new species in Glomeromycota. *Mycotaxon*. 90(2): 447-467.
- Blaszkowski, J., Chwat, G., Góralaska, A. (2016). *Dominiki lithuanica* and *Kamienskia divaricata*: new species in the Glomeromycota. *Botany*, 94: 1076-1085.

- Blume, H., Brümmer, G.W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B. (2016). Scheffer/Schachtschabel Soil Science. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg 630 p.
- Börstler, B., Renker, C., Kahmen, A., Buscot, F. (2006). Species composition of arbuscular mycorrhizal fungi in two mountain meadows with differing management types and levels of plant biodiversity. *Biol Fertil Soils*, 42: 286–298. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0026-9>
- Brundrett, M. (1996). Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR). Monografia 32. Canberra, Australia.
- Bucking, H., Kafle, A. (2015). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in the nitrogen uptake of plants: current knowledge and research gaps. *Agronomy*, 5: 587–612. <https://doi.org/10.3390/agronomy5040587>
- Bukovská, P., Bonkowski, M., Konvalinková, T., Beskid, O., Hujšlová, M., Püschel, D. (2018). Utilization of organic nitrogen by arbuscular mycorrhizal fungi—is there a specific role for protists and ammonia oxidizers? *Mycorrhiza*, 28: 269–83. <https://doi.org/10.1007/s00572-018-0825-0>
- Camenzind, T., Hempel, S., Homeier, J., Horn, S., Velescu, A., Wilcke, W. (2014). Nitrogen and phosphorus additions impact arbuscular mycorrhizal abundance and molecular diversity in a tropical montane forest. *Global. Change. Biol.*, 20: 3646–3659. <https://doi.org/10.1111/gcb.12618>
- Cao, J., Feng, Y., Lin, X., Wang, J. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungi alleviate the negative effects of iron oxide nanoparticles on bacterial community in rhizospheric soils. *Frontiers in Environmental Science*, 4: 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00010>
- Carrara, J. E., Walter, C. A., Hawkins, J. S., Peterjohn, W. T., Averill, C., Brzostek, E. R. (2018). Interactions among plants, bacteria, and fungi reduce extracellular enzyme activities under long-term N fertilization. *Global Change Biol.*, 24: 2721–2734. <https://doi.org/10.1111/gcb.14081>
- Casazza, G., Lumini, E., Ercole, E., Dovana, F., Guerrina, M. (2017). The abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi are linked to the soil chemistry of screes

- and to slope in the Alpic paleo-endemic *Berardia subacaulis*. PLOS One, 12(2): e0171866. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171866>
- Ceulemans, T., Van, G., Jacquemyn, H., Boeraeve, M., Plue, J., Saar, L. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungi in European grasslands under nutrient pollution. Global Ecol. Biogeogr., 28: 1796–1805. <https://doi.org/10.1111/geb.12994>
- Chagnon, P.L., Bradley, R.L., Maherali, H., Klironomos, J.N. (2013). A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. Trends Plant Sci 18:484–491.
- Cuenca, G., Andrade, Z., Escalante, G. (1998). Diversity of Glomalean spores from natural, disturbed, and re-vegetated communities growing on nutrient-poor tropical soils. Soil Biol. Biochem. 30: 711-719. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2013.05.001>
- Combatt, E., Jarma, A. y Maza, L. (2008). Crecimiento de *Brachiaria decumbens* y *Cynodon inlemfuensis* Vanderyst en suelos sulfatados ácidos de córdoba. Rev. Mvz. Córdoba, 13(2): 1380-1392. <https://doi.org/10.21897/rmvz.398>
- Corazon-Guivin M. A., Cerna-Mendoza A., Guerrero-Abad, J. C., Vallejos-Tapullima, A., da Silva, G. A., Oehl, F. (2019d). *Acaulospora aspera*, a new fungal species in the Glomeromycetes from rhizosphere soils of the inka nut (*Plukenetia volubilis* L.) in Peru. J Appl Bot Food Qual 29: 250-257. <https://doi.org/10.5073/JABFQ.2019.092.035>
- Corazon-Guivin, M. A., Cerna-Mendoza, A., Guerrero-Abad, J. C., Vallejos-Tapullima, A., Carballar-Hernández, S., da Silva, G. A. (2019b). *Microkamienskia* gen. nov. and *Microkamienskia peruviana*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from western amazonia. Nova Hedwigia 109: 355 - 368. https://doi.org/10.1127/nova_hedwigia/2019/0551
- Corazon-Guivin, M. A., Cerna-Mendoza, A., Guerrero-Abad, J. C., Vallejos-Tapullima, A., Carballar-Hernández, S., da Silva, G. A. (2019c). *Nanoglomus plukenetiae*, a new fungus from peru, and a key to small-spored Glomeraceae species, including three new genera in the “Dominikia complex/clades”. Mycol. Prog. 18, 1395–1409. <https://doi.org/10.1007/s11557-019-01522-1>
- Corazon-Guivin, M. A., Cerna-Mendoza, A., Guerrero-Abad, J.C., Vallejos-Tapullima, A., Ríos-Ramírez, O., Vallejos-Torres, G. (2020). *Paraglomus occidentale*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from the sources of the Amazon river in Peru, with a

key to the Paraglomeromycetes species. *Sydowia* 72: 85.
<https://doi.org/10.12905/0380.sydowia72-2020-0085>

Corazon-Guivin, M. A., Mendoza, A.C., Guerrero-Abad, J.C., Vallejos-Tapullima, A., Carballar-Hernández, S., Silva, G. A., & Oehl, F. (2019a). *Funneliglomus*, gen. nov., and *Funneliglomus sanmartinensis*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from the Amazonia region in Peru. *Sydowia* 71: 17–24.
<http://dx.doi.org/10.12905/0380.sydowia71-2019-0017>

Corazón-Guivin, M. A., Vallejos-Tapullima, A., Rengifo-Del Aguila, S. (2022). Influence of Substrate Properties on Communities of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Isolated from Agroecosystems in Peru. *J Soil Sci Plant Nutr.* <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00960-3>

Dandan, Z., Zhiwei, Z. (2007). Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the hot-dry valley of the Jinsha River, southwest China. *Appl Soil Ecol*, 37:118–128.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.003>

Diop, I., Ndoye, F., Diédhiou, A., Krasova-Wade, T., do Rego, F., Noba, K., Ambrosi, J., Kane, A. (2021). Diversity and spore density of arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of Cowpea (*Vigna unguiculata* [L.] Walp.) cultivated in different soils in Senegal. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 48(1): 8552 - 8565.
<https://doi.org/10.35759/JAnmPISci.v48-1.1>

Dodd, J.C. (2000). The role of arbuscular mycorrhizal fungi in agro- and natural ecosystems. *Outlook on AGRICULTURE* Vol 29, No 1, 2000, pp 55-62.

Dulloo, D.E., Charrier, A., Dussert, S., Anthony, F., Tesfaye, S., Rakotomalala, J.J., Agwanda, C, Legnate, S. (2001). Conservation of coffee genetic resources: constraints and opportunities. Presented In International Scientific Colloquium on Coffee (19, 2001, Trieste, IT). ASIC. 10 p.

Entry, J, Rygielwicz, P, Watrud, L, Donnelly, P. (2002). Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. *Adv. Environ. Res.* 7: 123-138. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(01\)00109-5](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00109-5)

Frank, B. (1885). Ueber die auf Wurzelsymbiose beruhende Ernährung gewisser Bäume durch unterirdische Pilze. *Berichte Der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 3(4): 128 - 145. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1885.tb04240>.

- Franken, P., Donge, K., Grunwald, U., Kost, G., Karl-Heinz, R., Tamasloukht, M., Waschke, A., Zeuske, D. (2007). Gene expression analysis of arbuscule development and functioning. *Phytochemistry*, 68(1): 68 - 74. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2006.09.027>
- Gai, J., Christie, P., Cai, X., Fan, J., Zhang, J., Feng, G., Li, X. (2009). Occurrence and distribution of arbuscular mycorrhizal fungal species in three types of grassland community of the Tibetan Plateau. *Ecol Res.*, 24: 1345 - 1350. <https://doi.org/10.1007/s11284-009-0618-1>
- Gavito-Mayra, E, Perez-Castillo, D, Gonzales-Monterrubio, C. F, Vieyra-Hernandez, T, y Martinez-Trujillo M. (2008). High compatibility between arbuscular micorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem. *Mycorrhiza*, 14 p. <https://doi.org/10.1007/s00572-008-0203-4>
- Gerdemann, J. y Nicholson, T. (1963). Spores of mycorrhizal *Endogone* extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society*. 46(2): 235 - 244. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0)
- Gianinazzi S. y Schuepph S. (1994). *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. Birkhauser Verlag, Basel. 226 pp.
- Goto, B. T., Silva, G. A., Assis, D., Silva, D. K., Souza, R. G., Ferreira, A. C., Oehl, F. (2012). *Intraornatosporaceae* (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. *Mycotaxon*, 119(1), 117–132. <http://dx.doi.org/10.5248/119.117>
- Gryndler, M., Vejsadová, H., Vančura, V. (1992). The effect of magnesium ions on the vesicular—arbuscular mycorrhizal infection of maize roots. *N. Phytol.*, 122: 455-460. <https://doi.org/j.1469-8137.1992.tb00073.x>
- Guadarrama, P., Álvarez-Sánchez, F.J. (1999). Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. *Mycorrhiza* 8(5): 267-270. <http://dx.doi.org/10.1007/s005720050244>
- Hall, I. R. (1977). Species and mycorrhizal infections of New Zealand endogonaceae. *British mycology society*. 68(3): 341-356.
- Hart, M., Reader, R. (2002). Does percent root length colonization and soil hyphal length reflect the extent of colonization for all AMF?. *Mycorrhiza*, 12: 297–301. <https://doi.org/10.1007/s00572-002-0186-5>

- He, F., Tang, M., Zhong, S.L., Yang, R., Huang, L., Zhang, H.Q. (2016), Effects of soil and climatic factors on arbuscular mycorrhizal fungi in rhizosphere soil under *Robinia pseudoacacia* in the Loess Plateau, China. *Eur J Soil Sci*, 67: 847-856. <https://doi.org/10.1111/ejss.12381>
- Hernandez, C., Castillo, A., Guadarrama, C., Martines, O., Romero, R., Sanchez, G. (2003). *Hongos Micorrizicos Arbusculares del predegal de San Angel*. Facultad de Ciencias UNAM. Las prensas ciencias, 77p.
- Hijri, I., Sykorovazu, Z., Oehl, F., Ineichen, K., Mader, P., Wiemken, A., Redecker, D. (2006). Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in arable soils are not necessarily low in diversity. *Mol Ecol.*, 15: 2277–2289. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2006.02921.x>
- Horan, D.P, Chilvers, G.A, (1990). Chemotropism-the key to ectomycorrhizal formation? *New. Phytol.* 116, 297-301. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1990.tb04717.x>
- Jamiolkowska, A., Ksiezniak, A., Galazka, A., Hetman, B., Kopacki, M., Skwarylo-Bednarz, B. (2018). Impact of abiotic factors on development of the community of arbuscular mycorrhizal fungi in the soil: a Review. *Int. Agrophys*, 32: 133–140. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0090>
- Janos, D.P., Trappe, J.M. (1982). Dos nuevas especies de *Acaulospora* de América tropical. *Micotaxon*, 15: 515-522.
- Janusz Blaszkowski, Gerard Chwat, Anna Górska. (2016). *Dominiki lithuanica* and *Kamienskia divaricata*: new species in the Glomeromycota. 94: 1076-1085.
- Ji, B., Bever, J. D. (2016). Plant preferential allocation and fungal reward decline with soil phosphorus enrichment: Implications for evolution of the arbuscular mycorrhizal mutualism. *Ecosphere*, 7: e01256. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1256>
- Ji, L., Yang, X., Zhu, C., Ma, L., Chen, Y., Ruan, J. (2022). Land-use changes alter the arbuscular mycorrhizal fungal community composition and assembly in the ancient tea forest reserve. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 339: 108142. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108142>
- Johnson, N.C. (2010): Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. *New Phytol.* Blackwell Publishing Ltd, 185: 631–647. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03110.x>

- Johnson, N.C., Wilson, G., Wilson, J., Miller, R., Bowker, M. (2015). Mycorrhizal phenotypes and the law of the minimum. *New Phytol.*, 205: 1473–1484. <https://doi.org/10.1111/nph.13172>
- Karandashov, V., y Bucher, M. (2005). Symbiotic phosphate transport in arbuscular mycorrhizas. Federal Institute of Technology (ETH) Zurich, Institute of Plant Sciences, Experimental Station Eschikon 33, 8315 Lindau, Switzerland K. A. Timiryazev Institute of Plant Physiology, Russian Academy of Sciences, Botanicheskaya ul. 35, 127276 Moscow, Russia.
- Koorem, K., Tulva, I., Davison, J., Jairus, T., Vasar M. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in forest plant roots are simultaneously shaped by host characteristics and canopy-mediated light availability. *Plant Soil. Plant and Soil*, 410: 259–271. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3004-0>
- Kramadibrata, K. (2012). Arbuscular fungi in Ujung Kulon National Park. *Berita Biologi*, 11 (2): 205-209. <http://dx.doi.org/10.14203/beritabiologi.v11i2.490>
- Lehmann, A., Rillig, M.C. (2015). Understanding mechanisms of soil biota involvement in soil aggregation: A way forward with saprobic fungi? *Soil Biol. Biochem.*, 88: 298–302. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.006>
- León, J. (2000). *Botánica de los cultivos tropicales*. 3 ed. aum. y rev. San José, CR, IICA. p. 350-364.
- Liu, J., Liu, J., Liu, J., Cui, M., Huang, Y., Tian, Y., Chen, A., Xua, G. (2019). The potassium transporter SIHAK10 is involved in mycorrhizal potassium uptake. *Plant Physiology*, 180: 465–479. <https://doi.org/10.1104/pp.18.01533>
- Liu, W., Jiang, S., Zhang, Y., Yue, S., Christie, P., Murray, P.J. (2014). Spatiotemporal changes in arbuscular mycorrhizal fungal communities under different nitrogen inputs over a 5-year period in intensive agricultural ecosystems on the North China Plain. *FEMS Microbiol Ecol.*, 90: 436–453. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12405>
- Longo, S., Cofré, N., Soteras, F., Grilli, G., Lugo, M., Urcelay, C. (2016). Taxonomic and Functional Response of Arbuscular Mycorrhizal Fungi to Land Use Change in Central Argentina. In *Recent Advances on Mycorrhizal Fungi*, Springer: Cham, Switzerland, pp. 81–90. <http://hdl.handle.net/11336/112089>

- Lovelock, C., Andersen, K., Morton, J. (2003). Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment. *Oecologia*, 135: 268–279. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1166-3>
- Lovera, M., Cuenca, G. (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.
- Lozano, J, Montoya, J. (2015). Hongos formadores de micorrizas arbusculares y su efecto sobre la estructura de los suelos en fincas con manejos agroecológicos e intensivos. *Acta Agron.*, 64(4): 289-296. <http://dx.doi.org/10.15446/acag.v64n4.46045>
- Ma, X. C., Geng, Q. H., Zhang, H. G., Bian, C. Y., Chen, H., Jiang, D. (2020). Global negative effects of nutrient enrichment on arbuscular mycorrhizal fungi, plant diversity and ecosystem multifunctionality. *New Phytol.*, 229: 2957–2969. <https://doi.org/10.1111/nph.17077>
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D.L., Sturrock, C.J., Mooney, S.J. (2013). The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. *Soil Tillage Res.*, 132: 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.05.003>
- Marinho, F., da Silva, I., Oehl, F., Maia, L. (2018). Checklist of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical forests. *Sydowia*, 70: 107–127. <http://dx.doi.org/10.12905/0380.sydowia70-2018-0107>
- McMillen, B.G., Juniper, S., Abbott, L.K. (1998). Inhibition of hyphal growth of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus in soil containing sodium chloride limits the spread of infection from spores. *Soil Biol Biochem*, 30(13): 1639-1646. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00204-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00204-6)
- Medina, V. (2017). Biogeografía de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en el cultivo de café (*Coffea arabica* L.) en la región San Martín, Perú. (Tesis para optar el título profesional de ingeniero agrónomo). Universidad Nacional de San Martín, Facultad de ciencias Agrarias, San Martín, Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12390/1897>
- Melo, C., Walker, C., Krüger, C., Borges, P., Luna, S., Mendonça, D., Fonseca, H., Machado, A. (2019). Environmental factors driving arbuscular mycorrhizal fungal communities associated with endemic woody plant *Picconia azorica* on native forest

of Azores. *Annals of Microbiology*, 69: 1309–1327. <https://doi.org/10.1007/s13213-019-01535-x>

MINAGRI (2020). Café. Boletín de publicación trimestral. Observatorio de Commodities. Lima, Perú. 20 p. Recuperado de web: https://www.inia.gob.pe/wpcontent/uploads/2020/04/Reporte_Obs_Commodities_Cafe.pdf

Ministerio de Agricultura y Riego (Minagri). (2017). Minagri: Nota de prensa (en línea, sitio web), Consultado 23 abr. 2019. <http://minagri.gob.pe/portal/notas-de-prensa/notas-de-prensa-2011/5750-el-consumoper-capita-de-cafe-es-de-medio-kilo-al-ano-y-se-espera-duplicar-en-el-2016>

Ministerio de Agricultura. (2008). Características de las zonas cafetaleras en el Perú. Obtenido de Programa para el Desarrollo de la Amazonía: <http://www.infocafes.com/descargas/biblioteca/94.pdf>

Moebius-Clune, D.J., Moebius-Clune, B.N., van Es, H.M., Pawlowska, T.E. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi associated with a single agronomic plant host across the landscape: Community differentiation along a soil textural gradient. *Soil Biol. Biochem.*, 64: 191–199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.014>

Moor, M., Davison, J., Öpik, M., Metsis, M., Saks, Ü., Jairus, T. (2014). Anthropogenic land use shapes the composition and phylogenetic structure of soil arbuscular mycorrhizal fungal communities. *FEMS. Microbiol. Ecol.*, 90: 609–621. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12420>

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Morton, J. B. (1986). Three new species of *Acaulospora* (Endogonaceae) from high aluminium, low pH soils in west Virginia. *Mycologia*, 78(4): 641-648. <https://doi.org/10.1080/00275514.1986.12025300>

Morton, J.B. (1986). *Acaulospora dilatata* 1986. *Mycologia*, 78(4): 641-648.

Nielsen, U.N., Ayres, E., Wall, D.H., Bardgett, R.D. (2011): Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. *Eur. J. Soil Sci.*, 62: 105–116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01314.x>

- Oehl, F., Silva, G. A. D., Goto, B. T., Costa Maia, L., Sieverding, E. (2011). Glomeromycota: two new classes and a new order. *Mycotaxon*, 116, 365–379. <https://doi.org/10.5248/116.365>
- Oehl, F., de Souza, F.A., Sieverding, E. (2008). Revision of *Scutellospora* and description of five new genera and three new families in the arbuscular mycorrhiza-forming Glomeromycetes. *Mycotaxon*, 106: 311-360.
- Oehl, F., Laczko, E., Oberholzer, H., Jansa, J., Egli, S. (2017). Diversity and biogeography of arbuscular mycorrhizal fungi in agricultural soils. *Biol Fertil Soils*, 53: 777–797. <https://doi.org/10.12905/0380>
- Oehl, F., Sýkorová, Z., Błaszowski, J., Sánchez, I., Coyne, D., Tchabi, A., Lawouin, L., Hountondji, F., da Silva, G. (2011). *Acaulospora sieverdingii*, an ecologically diverse new fungus in the Glomeromycota, described from lowland temperate Europe and tropical West Africa. *J Appl Bot Food Qual*, 84: 47-53. <https://hdl.handle.net/10568/88169>
- Oehl, F., Sieverding, E., Ineichen, K., Ris, E., Boller, T., Wiemken, A. (2005). Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi at different soil depths in extensively and intensively managed agroecosystems. *New Phytol.*, 165: 273–283. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01235.x>
- Oliveira, A.N., Oliveira, L.A. (2010). Influence of Edapho-Climatic Factors on the Sporulation and Colonization of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Two Amazonian Native Fruit Species. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53: 653-661. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132010000300021>
- Opik, M., Moora, M., Zobel, M., Saks, Ü., Wheatley, R., Wright, F., Daniell, T. (2008). High diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a boreal herb-rich coniferous forest. *New Phytol.*, 179: 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02515.x>
- Palenzuela, J., Azcón-Aguilar, C., Barea, J., da Silva, G., Fritz, O. (2013). *Septoglomus Altomontanum*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from mountainous and alpine áreas in Andalucía (southern Spain). *IMA Fungus*, 4(2): 243-249.
- Parniske, M. (2008). Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nature reviews /microbiology*, 6: 763- 775. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1987>

- Pereira, C.M., Da Silva, D.K., Goto, B., Rosendahl, S., Maia, L. (2018). Management practices may lead to loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in protected areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Fungal Ecology* 34: 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.001>
- Pérez-Moreno, J, Read, D.J. (2004). Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia* 29: 239-247.
- Peterson, L.R, Hugues, B, Massicotte, Melville, H.L. (2004). Mycorrhizas: Anatomy and cell biology. Qiu, S, Xie, j, Zhao, S, Xu, X, Hou, Y, Wang, X, Zhou, W, He, P, Johnston, A.M, Christie, P, Jin, J. (2014). Long-term effects of potassium fertilization on yield, efficiency, and soil fertility status in a rain-fed maize system in northeast China. *Field Crops Research* 163, 1-9.
- Phillips, J. M, Hayman, D. E. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans. Br Mycol. Soc.* 55: 158-161. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3)
- Phillips, J., y Hayman, D. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *British Mycological Society Transactions, Cambridge, Grã-Bretanha*, 55(1): 158-160. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3)
- Prates, J., Moreira, B.C., da Silva, M., Veloso, T.: Stürmer, S.L., Fernandes, R., Mendonça, E.S., Kasuya, M. (2019). Agroecological coffee management increases arbuscular mycorrhizal fungi diversity. *PLoS One* 14(1): e0209093. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209093>
- Qing-Ming, G., Liang-Dong, G. (2010). A comparative study of arbuscular mycorrhizal fungi in forest, grassland and cropland in the Tibetan Plateau, China, *Mycology*, 1: 163-170. <https://doi.org/10.1080/21501203.2010.510123>
- Quilliam, R.S., Hodge, A., Jones, D.L. (2010). Sporulation of arbuscular mycorrhizal fungi in organic-rich patches following host excision. *Appl Soil Ecol.*, 46: 247–50. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.08.005>
- Quintana, V. (2018). Radiosensibilidad de café (*Coffea arabica* L. var. Typica) aplicado con radiación gamma. (Tesis para optar el título de ingeniero agrónomo). Universidad

Nacional la Molina, Facultad de Agronomía, Lima, Perú.
<https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/3721>

- Raven, J.A., Lambers, H., Smith, S.E., Westoby, M. (2018). Costs of acquiring phosphorus by vascular land plants: patterns and implications for plant coexistence. *New Phytol.*, 217: 1420–1427. <https://doi.org/10.1111/nph.14967>
- Read, D.J. (1999). The state of the art, in: Hock, A.V.a.B. (Ed.), *Mycorrhiza* 2nd, Second ed. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 3-34.
- Rengifo, S. (2020). Identificación y comparación molecular de comunidades de hongos micorrízicos arbusculares asociados *Coffea arabica* L. de diferentes edades y características de suelo en la región San Martín. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú.
<http://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNITRU/18307>
- Rillig, M.C. (2004). Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Can. J. Soil Sci.*, 84: 355–363. <https://doi.org/10.4141/S04-003>
- Rojas, R., Alvarado, L., Borjas, R., Carbonell, E., Castro, V., Julca, A. 2021. Sustainability in Conventional and Organic Coffee Farms (*Coffea arabica* L.) in the Valley of Alto Mayo, San Martin, Peru. *Revista Iberoamericana de Viticultura, Agroindustria y Ruralidad*, 8(23): 1 – 13. <https://doi.org/10.35588/rivar.v8i23.4916>
- Roncobado, D. (2011). Los Hongos. *Revista* N: 62.
<https://www.researchgate.net/publication/324015186>
- Rozek, K., Rola, K., Blaszkowski, J., Leski, T., Zubek, S. (2020). How do monocultures of fourteen forest tree species affect arbuscular mycorrhizal fungi abundance and species richness and composition in soil? *For. Ecol. Manag.*, 465: 118091.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118091>
- Sanchez, A.L. (2015). Variación de la población de hongos micorrízicos arbusculares en un suelo agrícola por efecto de la aplicación de vinazas de la industria del tequila. (Tesis para obtener el grado académico de maestro en ciencia y tecnología en la especialidad de ingeniería ambiental). Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Guadalajara, Mexico.
<https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1023/87/1/Ana%20Lorena%20S%C3%A1nchez%20Lizarraga.pdf>

- Schenk, N. C., and Y. Pérez. (1990). Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. Synergistic Publications. Gainesville, FL, USA.
- Schüßler, A., Walker, C. (2010). The Glomeromycota: a species list with new families and new genera. Schüßler, A., Walker, C., Gloucester, published in libraries at Royal Botanic Garden Edinburgh, Kew, Botanische Staatssammlung Munich, and Oregon State University. 56 pp.
- Schüßler, A., Scharzwott, D. y Walker, C. (2001). A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research*, 105 (12):1413–1421. <https://doi.org/10.1017/S0953756201005196>
- Shi, Z., Wang, F., Zhang, K., Chen, Y. (2014). Diversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi along altitudinal gradients in Mount Taibai of the Qinling Mountains. *Can J Microbiol* 60:811–818. <https://doi.org/10.1139/cjm-2014-0416>
- Shi, Z., Chen, Y., Feng, G., Liu, R.J., Christie, P., Li, X. (2006). Arbuscular mycorrhizal fungi associated with the Meliaceae on Hainan Island, China. *Mycorrhiza*, 16: 81–87. <https://doi.org/10.1007/s00572-005-0017-6>
- Sieverding, E. (1984). Vesicular Arbuscular Mycorrhizal in Tropical Agrosystems. Federal Republic of Germany: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 371 pp.
- Sieverding, E. (1991). Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza Management in Tropical Agrosystems. GTZ. Eschborn, Alemania. 371 pp.
- Silva-Flores, P., Bueno, C.G., Neira, J. (2019). Factors Affecting Arbuscular Mycorrhizal Fungi Spore Density in the Chilean Mediterranean-Type Ecosystem. *J Soil Sci Plant Nutr*, 19: 42–50. <https://doi.org/10.1007/s42729-018-0004-6>
- Singh, A.K., Jamaluddin, A. (2011). Status and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and its role in natural regeneration on limestone mined spoils. *Biodiversitas* 12 (2) :107-111. <http://dx.doi.org/10.13057/biodiv/d120208>
- Siquiera, J.O., Saggin-Júnior, O.J., Flores-Aylas, W.W., Guimarães, P. (1998). Arbuscular mycorrhizal inoculation and superphosphate application influence plant development and yield of coffee in Brazil. *Mycorrhiza*, 7: 293–300. <https://doi.org/10.1007/s005720050195>

- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M. (2006). Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 555–569. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0347>
- Smith, A., Marín-Spiottab, E., Graaffc, M., Balserd, T. (2014). Microbial community structure varies across soil organic matter aggregate pools during tropical land cover change. *Soil Biology and Biochemistry*, 77: 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.030>
- Smith, S.E., Anderson, I.C., Smith, F.A. (2015). *Mycorrhizal Associations and Phosphorus Acquisition: from Cells to Ecosystems*. Hoboken, NJ: John Wiley Sons. Inc., 409–439. <https://doi.org/10.1002/9781119312994.apr0529>
- Soka, G.E., Ritchie, M.E. (2018). Arbuscular mycorrhizal spore composition and diversity associated with different land uses in a tropical savanna landscape, Tanzania. *Appl Soil Ecol* 125: 222-232. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.01.013>
- Song, J., Liang, J-F., Mehrabi-Koushki, M., Krisai-Greilhuber, I., Ali, B., Bhat, V.K., Cerna-Mendoza, A., Chen, B., Chen, Z-X., Chu, H-L., Corazon-Guivin, M.A., Alves de Silva, G., De Kesel, A., Dima, B., Dovana, F., Farokhinejad, R., Ferisin, G., Guerrero-Abad, J.C., Guo, T., Han, L-H., Ilyas, S., Justo, A., Khalid, A.N., Khodadadi-Pourarpanahi, S., Li, T-H., Liu, C., Lorenzini, M., Lu, J-K., Mumtaz, A.S., Oehl, F., Pan, X-Y., Papp, V., Qian, W., Razaq, A., Semwal, K.C., Tang, L-Z., Tian, X-L., Vallejos-Tapullima, A., van der Merwe, N.A., Wang, S-K., Wang, C-Q., Yang, R-H., Yu, F., Zapparoli, G., Zhang, M., Antonín, V., Aptroot, A., Aslan, A., Banerjee, A., Chatterjee, S., Dirks, A.C., Ebrahimi, L., Fotoujifar, K-B., Ghosta, Y., Kalinina, L.B., Karahan, D., Liu, J., Maiti, M.K., Mookherjee, A., Nath, P.S., Panja, B., Saha, J., Sevciková, H., Voglmayr, H., Yazici, K., Haelewaters, D. (2019). Fungal Systematics and Evolution: FUSE 5. *Sydowia* 71:141–245. <https://doi.org/12905/0380.sydowia71-2019-0141>
- Sousa, N.M.F., Veresoglou, S.D., Oehl, F., Rillig, M.C., Maia, L.C. (2018). Predictors of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in the Brazilian Tropical Dry Forest. *Microb. Ecol.*, 75: 447–458. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1042-7>
- Staddon, P.L., Thompson, K., Jakobsen, I., Grime, J.P., Askew, A.P., Fitter, A.H. (2003). Mycorrhizal fungal abundance is affected by long-term climatic manipulations in the field. *Glob Chang Biol*, 9: 186–194. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00593.x>

- Su, Y., Guo, L. (2007). Arbuscular mycorrhizal fungi in non-grazed, restored and over-grazed grassland in the Inner Mongolia steppe. *Mycorrhiza*, 17: 689–693. <https://doi.org/10.1007/s00572-007-0151-4>
- Sutcliffe, B., Chariton, A., Harford, A., Hose, G., Greenfield, P., Midgley, D., Paulsen, I. (2018). Diverse fungal lineages in subtropical ponds are altered by sediment-bound copper. *Fungal Ecol.*, 34: 28-42. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.03.003>
- Takács, T., Vörös, I. (2003). Effect of metal non-adapted arbuscular mycorrhizal fungi on Cd, Ni and Zn uptake by ryegrass. *Acta Agron. Hung.*, 51: 347–354. <https://dx.doi.org/10.1556/AAgr.51.2003.3.13>
- Tapia-Goné, J., Ferrera-Cerrato, R., Varela-Fregoso, L., Rodríguez, J.C., Lara, J., Soria, José C., Cuellar, H., Tiscareño, M.A. y Cisneros, R. (2008). Caracterización e identificación morfológica de hongos formadores de micorriza arbuscular, en cinco suelos salinos del estado de San Luis Potosí, México. *Revista mexicana de micología*, 26, 1-7. Recuperado en 15 de julio de 2021, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-31802008000100001&lng=es&tlng=es
- Tchabi, A., Coyne, D., Hountondji, F., Lawouin, L., Wiemken, A., Oehl, F. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan Savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. *Mycorrhiza*, 18: 181–195. <https://doi.org/10.1007/s00572-008-0171-8>
- Trouvelot, A., Kough, J., & Pearson, V. G. (1986). Evaluation of VA infection levels in root systems. Research for estimation methods having a functional significance. In: V. Gianinazzi-Pearson and S. Gianinazzi (eds.), *Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae*. INRA Press, Paris, France: 217 – 221 pag.
- Ulfah, M., Fajri, S.N., Nasir, M., Hamsah, K., Purnawan, S. (2019). Diversity, evenness and dominance index reef fish in Krueng Raya Water, Aceh Besar IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 348(1), 012074. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/348/1/012074>
- Vaingankar, J.D., Rodrigues, B.F. (2011). *Acaulospora soloidea*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from rhizosphere soils of *Murraya paniculata*. *Mycotaxon*. 115(10):323-326.

- Van der Heijden M. et al., (1998). Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79(6), 2082-2091. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2082:DAMFSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2082:DAMFSA]2.0.CO;2)
- Vega, M. (2011). Diversidad de hongos micorrizicos arbusculares y su potencial micorrizico de dos agroecosistemas y una zona natural del estado de michuacan. (Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias biológicas). Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo, Facultad de Biología, Michoacan, Mexico. http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/xmlui/handle/DGB_UMICH/1658
- Vega, M. (2011). Identificación de micorrizas vesícula- arbusculares en especies agrícolas y forestales en la zona de Tingo María. Tesis de pregrado. Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María, Perú. <https://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/137>
- Velázquez, M.S., Cabello, M.N., Barrera, M. (2013). Composition and structure of arbuscular-mycorrhizal communities in El Palmar National Park, Argentina. *Mycologia* 105:509–520. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/77144>
- Vierheilig, H, Coughlan, A, Wyss, U. y Piche, Y. (1998). Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. *Applied and environmental microbiology*. Dec. 1998, p. 5004–5007. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.12.5004-5007.1998>
- Vierheilig, H, Piche, Y. (2002). Signalling in arbuscular mycorrhiza: facts and hypotheses. *Adv. Exp, Med. Biol.* 505, 23-39. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-5235-9_3
- Wijayawardene, N., Hyde, K., Al-Ani, L., Tedersoo, L., Hawksworth, D., Fan, X., Dissanayake, L., Kuhnert, E., Grossart, H., Thines, M. (2020). Outline of fungi and fungus-like taxa. *Mycosphere*, 11: 1060-1456. <https://doi.org/10.5943/mycosphere/11/1/8>
- Wilson, G.W., Rice, C.W., Rillig, M.C., Springer, A., Hartnett, D.C. (2009). Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. *Ecol. Lett.*, 12: 452–461. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01303.x>
- Xiang, D., Verbruggen, E., Hu, Y., Veresoglou, S.D., Rillig, M.C., Zhou, W., Xu, T., Li, H., Hao, Z., Chen, Y., Chen, B. (2014). Land use influences arbuscular mycorrhizal

fungal communities in the farming–pastoral ecotone of northern China. *New Phytologist* 204: 968–978. <https://doi.org/10.1111/nph.12961>

- Xu, M., Li, X., Cai, X., Li, X., Christie, P., Zhang, J. (2017). Land use alters arbuscular mycorrhizal fungal communities and their potential role in carbon sequestration on the Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 7: 3067. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03248-0>
- Xu, T., Veresoglou, S., Chen, Y., Rillig, M., Xiang, D., Ondrej, D. (2016). Plant community, geographic distance and abiotic factors play different roles in predicting AMF biogeography at the regional scale in northern China. *Environ. Microbiol. Rep.*, 8: 1048–1057. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12485>
- Xu, X., Chen, C., Zhang, Z., Sun, Z., Chen, Y., Jiang, J. (2017). The influence of environmental factors on communities of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Chenopodium ambrosioides* revealed by MiSeq sequencing investigation. *Sci. Rep.*, 7: 45134. <https://doi.org/10.1038/srep45134>
- Yang, H., Zhang, Q., Koide, R.T., Hoeksema, J.D., Tang, J., Bian, X., Hu, S., Chen, X. (2017). Taxonomic resolution is a determinant of biodiversity effects in arbuscular mycorrhizal fungal communities. *J Ecol* 105:219–228. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12655>
- Zangaro, W., Rostirola, L.V., de Souza, P.B., de Almeida, R., Lescano, M., Rondina, A. (2013). Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. *Mycorrhiza*, 23: 221–233. <https://doi.org/10.1007/s00572-012-0464-9>
- Zhang, H., Wei, S., Hu, W., Xiao, L., Tang, M. (2017). Arbuscular Mycorrhizal Fungus *Rhizophagus irregularis* Increased Potassium Content and Expression of Genes Encoding Potassium Channels in *Lycium barbarum*. *Frontiers in Plant Science*, 8: 440. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00440>
- Zhang, Y., Guo, L., Liu, R.J. (2004). Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. *Plant Soil*, 261: 257–263. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000035572.15098.f6>

- Zhu, Y.G., Miller, R.M. (2003). Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. *Trends Plant Sci.*, 8: 407-409. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(03\)00184-5](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(03)00184-5)
- Zu, Y., Ping, Y., Mu, L., Yang, T. (2018). The diversity of arbuscular mycorrhizal fungi of *Rosa acicularis* 'Luhe' in saline areas. *Journal of Forestry Research*. 30(4): 1507-1512. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0748-9>

ANEXOS

Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosques de San Martín, Perú

por Marlon Diaz - Torres

Fecha de entrega: 27-feb-2023 10:04a.m. (UTC-0500)

Identificador de la entrega: 2024324901

Nombre del archivo: FCA-_Marlon_Diaz_Torres_Corregido.docx (19.42M)

Total de palabras: 21149

Total de caracteres: 122780

Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en plantaciones de café y bosques de San Martín, Perú

INFORME DE ORIGINALIDAD

18%

INDICE DE SIMILITUD

17%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

4%

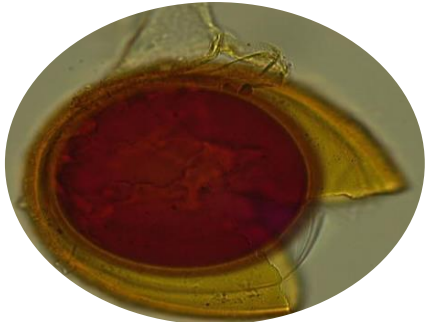
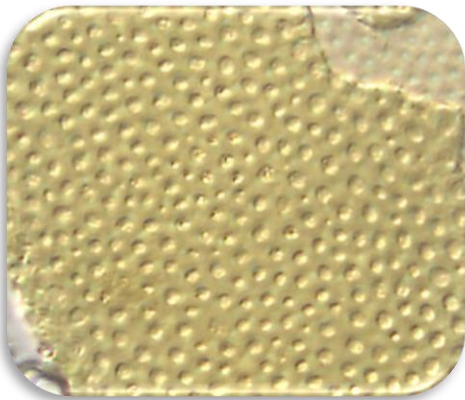
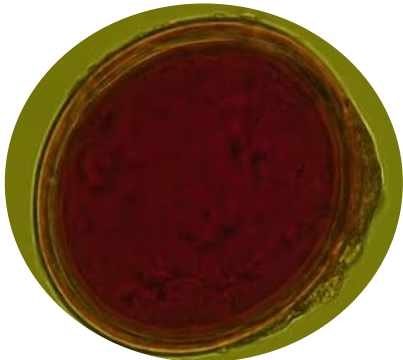
TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

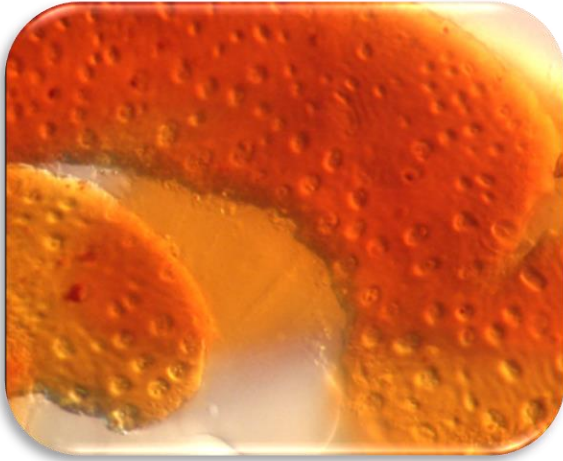
FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unsm.edu.pe Fuente de Internet	4%
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	2%
3	dx.doi.org Fuente de Internet	1%
4	tesis.unsm.edu.pe Fuente de Internet	1%
5	Submitted to Universidad Nacional de San Martín Trabajo del estudiante	1%
6	www.dspace.unitru.edu.pe Fuente de Internet	1%
7	Submitted to Morgan Park High School Trabajo del estudiante	1%
8	www.researchgate.net Fuente de Internet	1%

Anexo 1. Descripción de HMA por especie.

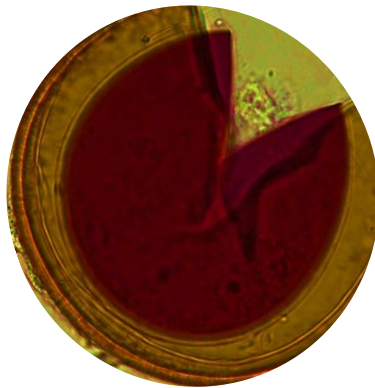
g

<i>Especies</i>	<i>Caracterización morfológica</i>
<p>1. <i>Acaulospora aspera</i> (Corazon et al., 2019)</p> 	<p>Color: amarillo a marrón amarillento. Sáculo esporífero: si Forma: globosa Diámetro: 135-195 μm Número de paredes: Tres (L1, L2, L3) Ornamentación: si Cicatriz: si Reacción en melzer: si</p>
<p>2. <i>Acaulospora cavernata</i> (Blaskowski, 1989)</p> 	<p>Color: amarillo a marrón claro. Sáculo esporífero: si Forma: globosa Diámetro: 110-170 μm Número de paredes: Tres (L1, L2, L3) Ornamentación: si Cicatriz: si Reacción en melzer: si</p>
<p>3. <i>Acaulospora dilatata</i> (Morton, 1986)</p> 	<p>Color: amarillo palo a marrón Sáculo esporífero: si Forma: globosa Diámetro: 100-130 μm Número de paredes: Tres (L1, L2, L3) Ornamentación: no Cicatriz: si Reacción en melzer: si</p>
<p>4. <i>Acaulospora foveata</i> (Janos et al., 1982)</p>	<p>Color: anaranjado rojizo</p>



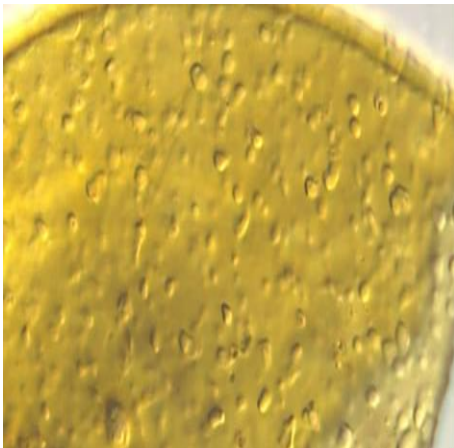
Sáculo esporífero: si
Forma: globosa
Diámetro: 240-360 μm
Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
Ornamentación: no
Cicatriz: si
Reacción en melzer: si

5. *Acaulospora longula* (Spain and Schenck, 1984)



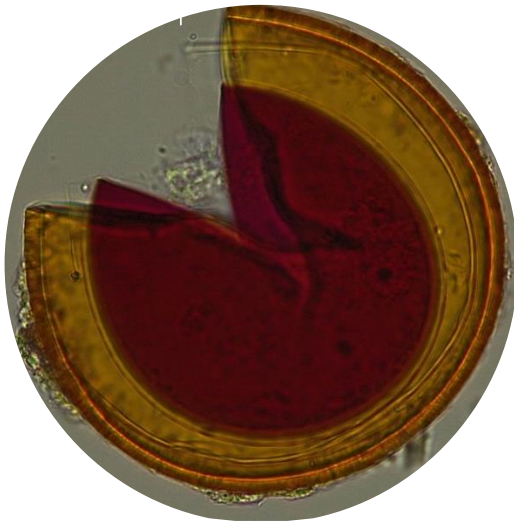
Color: amarillo palo
Sáculo esporífero: si
Forma: globosa
Diámetro: 55-115 μm
Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
Ornamentación: no
Cicatriz: si
Reacción en melzer: si

6. *Acaulospora lacunosa* (Morton, 1986)



Color: anaranjado rojizo
Sáculo esporífero: si
Forma: globosa
Diámetro: 240-360 μm
Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
Ornamentación: no
Cicatriz: si
Reacción en melzer: si

7. *Acaulospora mellea* (Spain and Schenck, 1984)



Color: amarillo palo a amarillo

Sáculo esporífero: si

Forma: globosa

Diámetro: 98-140 μm

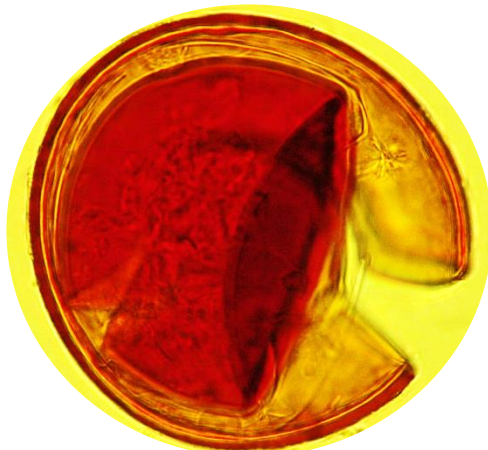
Número de paredes: Tres (Gw1, gw2, gw3)

Ornamentación: no

Cicatriz: si

Reacción en melzer: si

8. *Acaulospora morrowiae* (Spain and Schenck, 1984)



Color: amarillo a amarillo palo

Sáculo esporífero: si

Forma: globosa

Diámetro: 70-120 μm

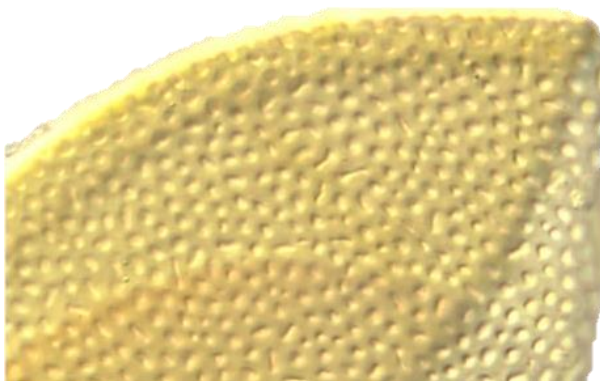
Número de paredes: Tres (swl1, swl2, swl3)

Ornamentación: no

Cicatriz: si

Reacción en melzer: si

9. *Acaulospora scrobiculata* (Trappe, 1977)



Color: amarillo blanquoso

Sáculo esporífero: si

Forma: globosa

Diámetro: 90-135 μm

Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)

Ornamentación: si

Cicatriz: si

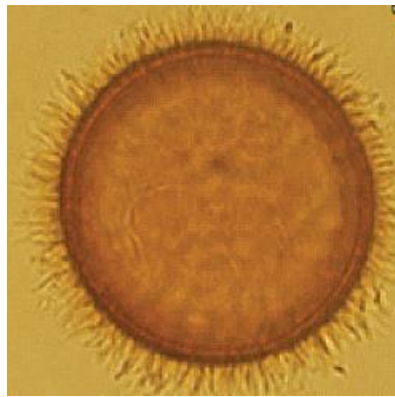
Reacción en melzer: no

10. *Acaulospora gerdemannii* (Walker et al., 2006)



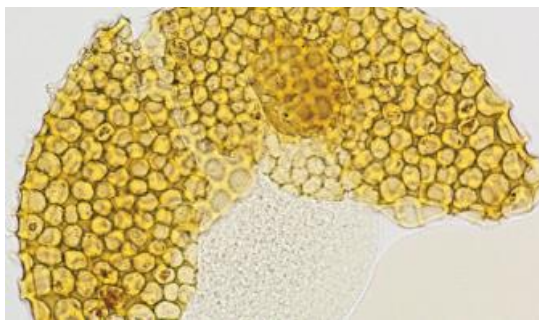
Color: amarillo
 Sáculo esporífero: si
 Pedicelo: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 150-250 μm
 Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: si

11. *Acaulospora soloidea* (Vaingankar and Rodrigues, 2011)



Color: café a café palo
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 50-90 μm
 Número de paredes: Tres (L1, L2, L3, L4, L5)
 Ornamentación: si
 Cicatriz: si
 Reacción en melzer: no

12. *Acaulospora excavata* (Ingleby and C. Walker, 1994).



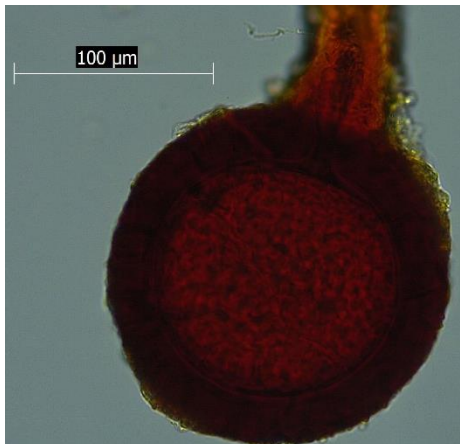
Color: ocre a amarillo
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 110-180 μm
 Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
 Ornamentación: si
 Cicatriz: si
 Reacción en melzer: si

13. *Acaulospora spinosissima* (Oehl et al. 2019)



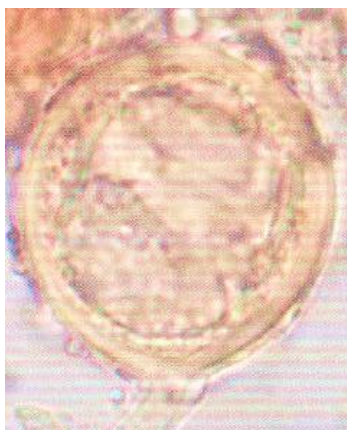
Color: amarillo claro
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 120-180 μm
 Número de paredes: Tres (L1, L2, L3)
 Ornamentación: si
 Cicatriz: si
 Reacción en melzer: si

14. *Glomus magnicaule* (Hall, 1977)



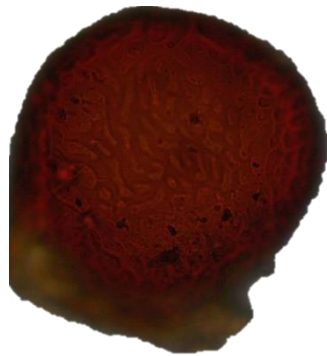
Color: cafes
 Forma: globosa
 Diámetro: 125-175 μm
 Número de paredes: dos (L1, L2)
 laminadas.
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: no

15. *Dominikia aurea* (Oehl and Sieverd, 2014)



Color: amarillo, dorado
 Forma: globosa racimo.
 Peridio: si
 Diámetro: 450-1600 μm (espora 3-10 μm).
 Número de paredes: Dos (L1, L2)
 laminadas
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: no.

16. *Funneliformis sanmartinensis* (Corazon et al., 2019)



Color: café anaranjado
 Forma: globosa
 Diámetro: 93-148 μm
 Número de paredes: Una (L1) laminada.
 Ornamentación: si
 Reacción en melzer: no

17. *Funnelformis geosporum* (Walker & A. Schüßler, 2010)



Color: café amarillo oscuro.
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 120-240 μm
 Número de paredes: Una (L1) tres laminas.
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: si

18. *Microkamienskia divaricata* (Blaszkowski et al., 2016)



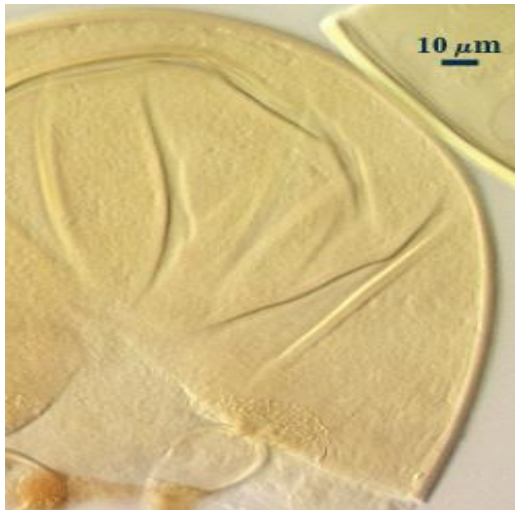
Color: amarillo claro
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 90-360 μm (racimo), 22-52 μm esporas
 Número de paredes: Una(L1), tres laminas.
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: si

19. *Septoglomus altomontanum* (Palenzuela et al., 2013)



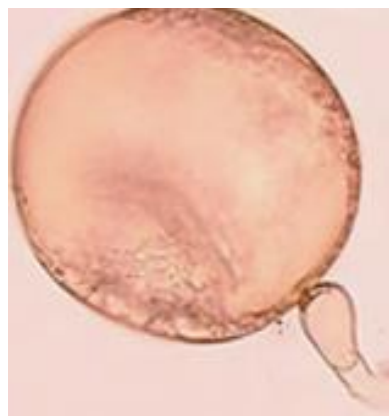
Color: Rojo oscuro a marron
 Forma: ovoide
 Diámetro: 137-208 μm
 Número de paredes: Una (L1)
 bilaminada.
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: no.
 Septo: si

20. *Diversispora aurantia* (Blaszkowski, 2004)



Color: amarillo claro
 Forma: globosa
 Diámetro: 800-150 μm
 Número de paredes: Una (L1), tres
 laminas.
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: no.

21. *Gigaspora candida* (Bhattacharjee, 1982)



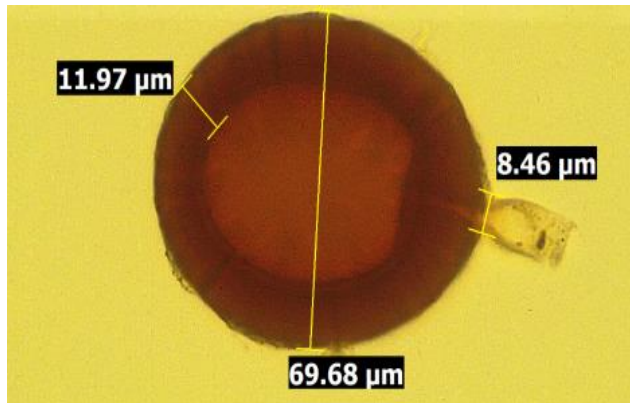
Color: amarillo claro
 Sáculo esporífero: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 200-300 μm
 Número de paredes: una pared (L1)
 con dos láminas
 Ornamentación: no
 Bulbo: sí.
 Reacción en melzer: si

22. *Cetraspora gilmorei* (Oehl et al. 2008)



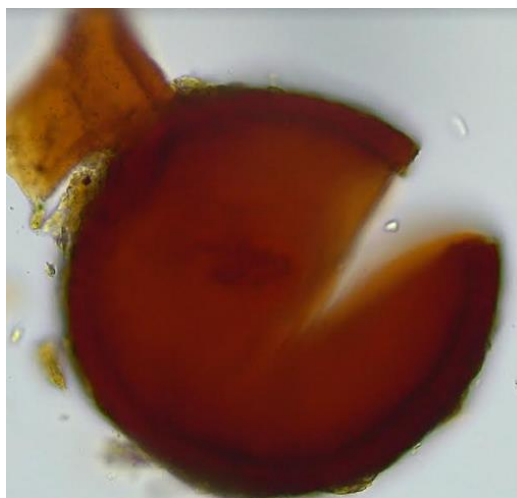
Color: amarillo a dorado
 Bulbo: si
 Forma: globosa
 Diámetro: 204-320 μm
 Número de paredes: Dos paredes (L1, L2)
 Ornamentación: si
 Cicatriz: si
 Reacción en melzer: si

23. *Glomus sp1*

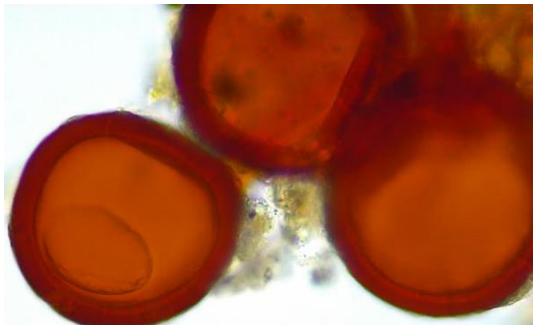


Color: café oscuro
 Forma: ovoide
 Diámetro: 69-75 μm
 Número de paredes: Una pared (L1)
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: si.

24. *Glomus sp2*



Color: café oscuro
 Forma: Globoso
 Diámetro: 110-120 μm
 Número de paredes: Una pared (L1)
 Ornamentación: no
 Reacción en melzer: no

25. *Glomus sp3*

Color: café oscuro

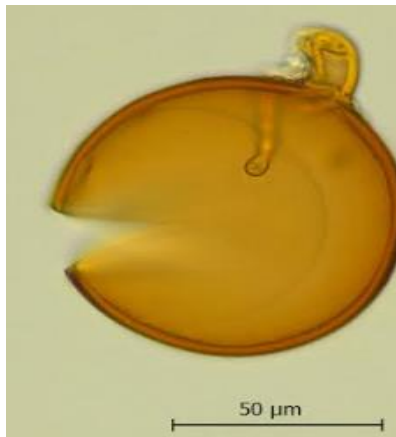
Forma: Globoso

Diámetro: 50-70 μm (en racimos)

Número de paredes: Una pared (L1)

Ornamentación: no

Reacción en melzer: no

26. *Glomus sp4*

Color: amarillo oscuro

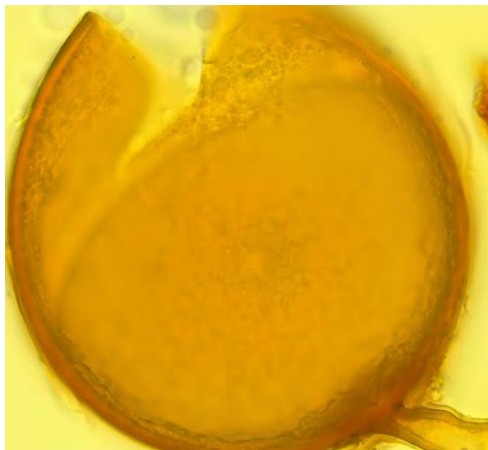
Forma: Globoso

Diámetro: 70-85 μm

Número de paredes: Una pared (L1)
laminada.

Ornamentación: no

Reacción en melzer: no

27. *Septoglomus sp1*

Color: café claro

Forma: Globoso

Diámetro: 110-120 μm

Número de paredes: Una pared (L1)
laminada.

Ornamentación: no

Reacción en melzer: si

28. *Diversispora sp1*

Color: amarillo claro

Forma: Globoso

Diámetro: 60-85 μm

Número de paredes: dos paredes (L1,
L2) laminadas.

Ornamentación: si.

Reacción en melzer: si

Anexo 2: Georeferencia de los puntos de muestreo

Código	Georeferencia (UTM 18)	Grados, minutos y segundos	Altitud (msnm)
SM-A2 (5 m)	0355555	6°25'33.75"S	757
	9289231	76°18'22.08"O	
SM-A3 (10 m)	0355555	6°25'33.97"S	759
	9289224	76°18'22.08"O	
SM-A4 (20 m)	0355558	6°25'34.40"S	757
	9289211	76°18'21.98"O	
SM-A5 (30 m)	0355560	6°25'34.69"S	757
	9289202	76°18'21.92"O	
SM-B2 (5 m)	0355529	6°25'33.36"S	763
	9289243	76°18'22.92"O	
SM-B3 (10 m)	0355535	6°25'33.16"S	764
	9289249	76°18'22.73"O	
SM-B4 (20 m)	0355530	6°25'33.03"S	767
	9289253	76°18'22.89"O	
SM-B5 (30 m)	0355526	6°25'32.77"S	769
	9289261	76°18'23.02"O	
SR-A2 (5 m)	0339500	6°22'4.94"S	785
	9295886	76°27'4.02"O	
SR-A3 (10 m)	0339506	6°22'4.94"S	784
	9295886	76°27'3.82"O	
SR-A4 (20 m)	0339512	6°22'4.81"S	783
	9295890	76°27'3.63"O	
SR-A5 (30 m)	0339518	6°22'4.61"S	782
	9295896	76°27'3.43"O	

SR-B2 (5 m)	0339485	6°22'5.13"S	780
	9295880	76°27'4.50"O	
SR-B3 (10 m)	0339479	6°22'5.19"S	778
	9295878	76°27'4.70"O	
SR-B4 (20 m)	0339468	6°22'5.16"S	776
	9295879	76°27'5.06"O	
SR-B5 (30 m)	0339461	6°22'5.19"S	774
	9295878	76°27'5.29"O	
CH-A2 (5 m)	0331655	6°19'58.33"S	1069
	9299472	76°31'18.96"O	
CH-A3 (10 m)	0331657	6°19' 58.05"S	1070
	9299481	76°31'18.86"O	
CH-A4 (20 m)	0331661	6°19' 57.72"S	1075
	9299491	76°31'18.73"O	
CH-A5 (30 m)	0331654	6°19' 57.30"S	1098
	9299504	76°31'18.96"O	
CH-B2 (5 m)	0331660	6°19'58.86"S	1075
	9299456	76°31'18.77"O	
CH-B3 (10 m)	0331663	6°19'58.96"S	1077
	9299456	76°31'18.67"O	
CH-B4 (20 m)	0331666	6°19' 59.12"S	1080
	9299448	76°31'18.57"O	
CH-B5 (30 m)	0331664	6°19' 59.38"S	1084
	9299440	76°31'18.64"O	
BA-A2 (5 m)	0304917	6°27'25.10"S	1071

	9285657	76°45'50.42"O	
BA-A3 (10 m)	0304914	6°27'25.26"S	1070
	9285652	76°45'50.52"O	
BA-A4 (20 m)	0304911	6°27'25.52"S	1071
	9285644	76°45'50.62"O	
BA-A5 (30 m)	0304904	6°27'25.74"S	1071
	9285637	76°45'50.85"O	
BA-B2 (5 m)	0304929	6°27'25.10"S	1076
	9285657	76°45'50.03"O	
BA-B3 (10 m)	0304935	6°27'24.97"S	1074
	9285661	76°45'49.83"O	
BA-B4 (20 m)	0304943	6°27'24.90"S	1071
	9285663	76°45'49.57"O	
BA-B5 (30 m)	0304951	6°27'24.74"S	1070
	9285668	76°45'49.31"O	
CA-A2 (5 m)	0293337	5°58'45.67"S	1098
	9338727	76°52'1.18"O	
CA-A3 (10 m)	0293344	5°58'45.80"S	1099
	9338723	76°52'0.95"O	
CA-A4 (20 m)	0293347	5°58'45.96"S	1097
	9338718	76°52'0.86"O	
CA-A5 (30 m)	0293349	5°58'46.19"S	1099
	9338711	76°52'0.79"O	
CA-B2 (5 m)	0293330	5°58'45.15"S	1105
	9338743	76°52'1.41"O	

CA-B3 (10 m)	0293327	5°58'45.05"S	1106
	9338747	76°52'1.63"O	
CA-B4 (20 m)	0293314	5°58'44.85"S	1108
	9338752	76°52'1.92"O	
CA-B5 (30 m)	0293311	5°58'44.59"S	1110
	9338760	76°52'2.02"O	
SHA-A2 (5 m)	0383182	6°58'1.47"S	981
	9229760	76° 3'27.05"O	
SHA-A3 (10 m)	0383187	6°58'1.47"S	981
	9229760	76° 3'26.88"O	
SHA-A4 (20 m)	0383195	6°58'1.25"S	982
	9229767	76° 3'26.62"O	
SHA-A5 (30 m)	0383204	6°58'1.15"S	985
	9229770	76° 3'26.33"O	
SHA-B2 (5 m)	0383169	6°58'1.83"S	973
	9229749	76° 3'27.47"O	
SHA-B3 (10 m)	0383165	6°58'1.90"S	972
	9229747	76° 3'27.60"O	
SHA-B4 (20 m)	0383160	6°58'2.09"S	973
	9229741	76° 3'27.76"O	
SHA-B5 (30 m)	0383145	6°58'2.35"S	970
	9229733	76° 3'28.25"O	