

Rol de los hongos micorrízicos arbusculares durante la sucesión natural de áreas impactadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia

Arbuscular mycorrhizal fungi dynamics during natural succession in mining-impacted areas of a tropical rainforest in Chocó, Colombia

Robinson Stewart Mosquera-Mosquera ^a, Hamleth Valois-Cuesta ^{b*},
Aida Marcela Vasco-Palacios ^c

^aInstituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Quibdó, Colombia.

* Autor de correspondencia: ^b Universidad Tecnológica del Chocó, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología, Quibdó, Colombia, tel.: 57 46171616, hamlethvalois@gmail.com

^c Universidad de Antioquia (UdeA), Escuela de Microbiología, Grupo de Microbiología Ambiental y Grupo BioMicro, Medellín, Colombia. aida.vasco@udea.edu.co

SUMMARY

Soils impacted by mining undergo significant alterations that affect their revegetation potential. One important alteration is the reduction of key microbial symbionts, such as arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), which have the capacity to facilitate soil revegetation through symbiotic relationships with plants. This study aimed to assess changes in the AMF community composition during the natural succession of mining-impacted areas in Condoto, Chocó, Colombia. Researchers selected three mines abandoned for 5, 15, and 30 years, along with a natural reference forest. Soil samples were collected to evaluate fertility and quantify AMF spore populations, and fine root samples of three woody species were collected to quantify AMF colonization, including number of hyphae, vesicles, and arbuscules. The successional sites exhibited acidic and nutrient-poor soils. Fifteen AMF morphotypes were identified, with *Acaulospora* and *Glomus* being the most abundant genera. However, the diversity and composition of morphotypes, as well as the abundance of hyphae, vesicles, and arbuscules in roots did not differ significantly between treatments. The presence of AMF in early stages of mine abandonment suggests a potential role in expediting natural revegetation. However gaining a deeper understanding of the role played by this edaphic biotic community in mine restoration will require future research that examines the specific interactions between AMF species and plants in this unique environment throughout the natural succession process.

Keywords: ecological restoration, mining, mycorrhizal fungi, natural regeneration, soil degradation.

RESUMEN

Los suelos impactados por minería experimentan alteraciones drásticas que afectan su revegetación. Una de esas alteraciones es la reducción de simbiontes microbianos claves para el establecimiento de plantas, tales como los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), que tienen potencial para facilitar la revegetación de suelos dado su capacidad para establecer relaciones simbióticas con plantas. El objetivo de este trabajo fue determinar cambios en la composición de la comunidad de HMA durante la sucesión natural de áreas impactadas por minería en Condoto, Chocó, Colombia. Se seleccionaron tres minas con 5, 15, y 30 años de abandono, y un bosque natural de referencia, donde se recolectaron muestras de suelo para determinar fertilidad y cuantificar el número de esporas de HMA, y se tomaron muestras de raíces finas de tres especies leñosas para cuantificar colonización de HMA (número de hifas, vesículas, y arbusculos). Los tratamientos sucesionales presentaron suelos ácidos y pobres en nutrientes. Se identificaron 15 morfotipos de HMA, siendo *Acaulospora* y *Glomus* los géneros más abundantes. La diversidad y composición de morfo-tipos, así como el número de hifas, vesículas, y arbusculos en raíces no varió significativamente entre tratamientos. La presencia de HMA desde etapas tempranas en las minas puede favorecer su revegetación natural rápida; sin embargo, una mayor comprensión del rol que juega esta comunidad biótica edáfica para la restauración de las minas, implicará la realización de futuras investigaciones que evalúen cómo especies de HMA y plantas interactúan de manera específica en este tipo de ambientes a lo largo de la sucesión natural.

Palabras clave: degradación de suelo, hongos micorrízicos, minería, regeneración natural, restauración ecológica.

INTRODUCCIÓN

El Chocó biogeográfico colombiano es una de las regiones más lluviosas (hasta 13.000 mm de lluvia al año) y

biodiversas del planeta (Rangel-Churio 2004), pero también una de las regiones más impactadas por la minería de oro de aluvión en el país (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016). El departamento del Chocó ocupa un lugar impor-

tante en la producción de oro en Colombia; sin embargo, la mayoría de la minería de oro que se practica en el territorio es de carácter informal o ilegal (Lara-Rodríguez *et al.* 2020), y se realiza con maquinarias pesadas (dragas de succión y retroexcavadoras) que dejan a su paso ecosistemas forestales nativos fuertemente impactados

(Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016, figura 1). Las áreas forestales sometidas a minería a cielo abierto, experimentan una alteración drástica en las propiedades físicas, químicas, y biológicas del suelo que regulan procesos vitales para el establecimiento de las plantas (Ramírez-Moreno *et al.* 2019). Algunos estudios han demostrado que los sue-

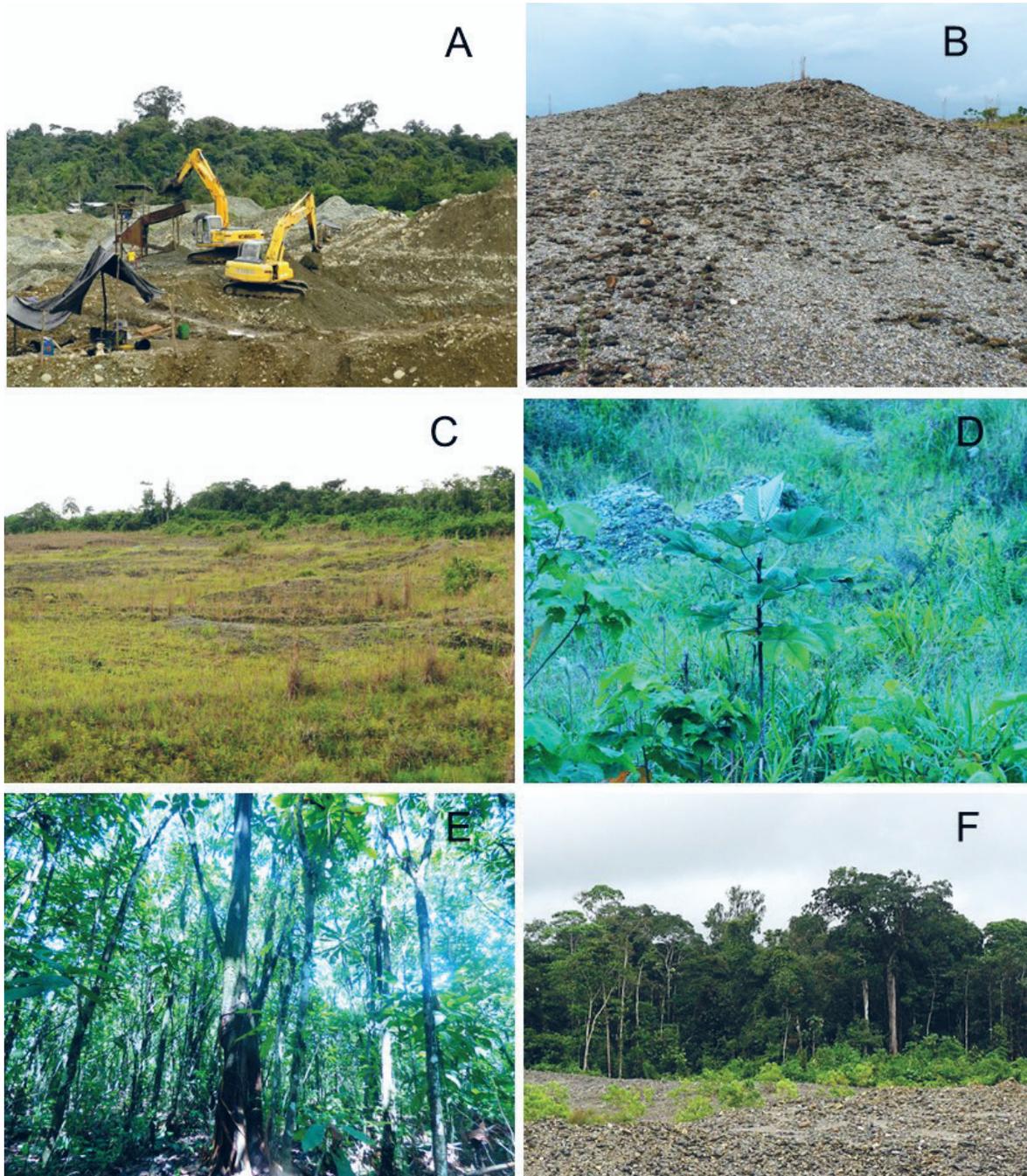


Figura 1. Áreas impactadas por la minería de oro en un bosque pluvial tropical de Condoto, Chocó, Colombia: Actividad minera al interior del bosque (A), montículos de arena y grava producto de la minería (B), minas con 5, 15 y 30 años de revegetación natural (C, D E, respectivamente), y bosque de referencia adyacente a las minas (F).

Areas impacted by gold mining in a tropical rain forest in Condoto, Chocó, Colombia: Mining activity inside the forest (A), mounds of sand and gravel from mining (B), mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation (C, D, E, respectively), and remaining forest adjacent to the mines (F).

los forestales impactados por minería pueden mejorar su fertilidad y condición general tras la aplicación de enmiendas orgánicas (Valois-Cuesta 2016). Sin embargo, se ha evidenciado que el efecto de la materia orgánica sobre el crecimiento de las plantas es maximizado en presencia de microorganismos edáficos, como los hongos micorrízicos arbusculares (HMA en adelante). La presencia de HMA en el suelo mejora el rendimiento, crecimiento, y establecimiento de las plantas a través de mecanismos que les permiten acceder a los recursos del suelo (Chen *et al.* 2020, Vahter *et al.* 2020, Marro *et al.* 2022, Vallejos-Torres *et al.* 2022a), especialmente en aquellos con déficit de nutrientes (Smith y Read 2008, Tedersoo *et al.* 2020, Marro *et al.* 2022). Los HMA crean una red en el suelo por medio de la cual las plantas pueden interactuar mediante señales fitoquímicas que permite la transferencia de nutrientes, aumentar su biomasa y mejorar su estado hídrico (Tedersoo *et al.* 2020). De esta manera, los HMA juegan un papel importante en el mantenimiento y capacidad de resiliencia de los bosques naturales tras experimentar un disturbio (Asmelash 2016).

El uso de especies de HMA en la restauración ecológica de suelo degradados es prometedor, dada su importancia demostrada para la supervivencia y establecimiento de diferentes especies de plantas en variados ambientes (Fajardo *et al.* 2011). En este contexto, es de vital importancia realizar estudios que permitan identificar y entender los atributos de las comunidades de HMA a lo largo de la sucesión natural de áreas impactadas por minería. Conforme a lo anterior, surge la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo varía la estructura biológica y composición de especies de la comunidad de HMA durante la regeneración natural de áreas impactadas por minería a cielo abierto? Al respecto, se parte de la premisa que, si los atributos ecológicos de la comunidad de HMA cambian con el tiempo, entonces se debería esperar que minas con distinta edad de regeneración natural muestren diferencias significativas en diferentes atributos ecológicos de las comunidades de HMA.

El objetivo del presente trabajo es determinar la riqueza, diversidad, y composición de especies de la comunidad de HMA, así como su grado de asociación con diferentes plantas leñosas en áreas impactadas por minería con distinta edad sucesional en una selva pluvial tropical del Chocó en Colombia.

MÉTODOS

Área de estudio. El trabajo de campo se llevó a cabo entre noviembre de 2016 y marzo de 2017 en el municipio de Condoto, subregión San Juan, departamento del Chocó, Colombia. Condoto se localiza a 5° 06' 01" N y 76° 32' 44" O, a una elevación de 74 m s.n.m. y pertenece a la eco-región del Chocó biogeográfico, reconocida por su alta biodiversidad y selvas pluviales con suelos pobres en nutrientes y bien drenados (Rangel-Churio 2004). En esta región la pluviosidad es de 8.000 mm al año, la húmeda

relativa del 86 % y la temperatura del aire oscila entre 25 y 28 °C (Rangel-Churio 2004). La socioeconomía del territorio se basa principalmente en la minería (figura 1).

Diseño de muestreo y toma de datos. Se seleccionaron cuatro tratamientos de muestreo: tres minas con 5, 15, y 30 años tras el cese de la actividad minera, y el bosque nativo adyacente a las minas como ecosistema de referencia (figura 1). En cada tratamiento, previa remoción de hojarasca superficial, se tomaron, de manera aleatoria, diez submuestras independientes de suelo recolectadas a 20 cm de profundidad con la ayuda de un barreno de 8 cm de diámetro; estas diez submuestras fueron mezcladas posteriormente para formar dos muestras "compuestas" finales que expresaran la variabilidad edáfica para cada tratamiento de muestreo (Osorio 2012). Las muestras de suelo fueron almacenadas en bolsas plásticas y enviadas al laboratorio para su análisis de fertilidad. Los análisis realizados fueron los siguientes: textura (método Bouyoucos), capacidad de intercambio catiónico efectiva (capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC ef) a saturación con acetato de amonio; método cuantificación: volumétrico), pH (método extracción: suelo / agua 1:1; método cuantificación: potenciométrico), Al, Mg, K, Ca (método de extracción con acetato de amonio 1N y pH 7; método cuantificación: absorción atómica), P (método extracción: BBray II; método cuantificación: empleando como reductor ácido ascórbico), materia orgánica (MO) (método extracción: B-Walkley Black por oxidación húmeda; método cuantificación: volumétrico), y N total (método Kjeldhal).

Adicionalmente, en cada tratamiento, se tomaron otras muestras de suelo para la extracción y conteo de las esporas de HMA, para lo cual se siguió el método propuesto por Sieverding (1983), modificado para una mejor extracción de las esporas. El procedimiento consistió en separar 50 g de suelo húmedo en un frasco Erlenmeyer, se mezclaron con 100 mL de peróxido de hidrógeno al 3 % y 100 mL de agua, se agitó la mezcla y se dejó reposar por 20 minutos. Luego se agitó y se dejó precipitar por 5 minutos, se dividió la muestra en tres alícuotas iguales dispuestas en tres frascos Erlenmeyer, los cuales fueron aforados con agua y se dejaron reposar hasta lograr una buena precipitación. Este proceso se repitió tres veces entre cada aforada, el contenido total del recipiente se vertió en tres tamices de (100 µm, 45 µm, y 38 µm) colocados uno sobre otro de mayor a menor calibre.

Por otra parte, en los distintos tratamientos mineros se seleccionaron tres especies leñosas: *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pavón) Planch, *Croton chocoanus* Croizat y *Vismia macrophylla* Kunth, con el fin de determinar el porcentaje de colonización micorrízica (cantidad de estructuras micorrízicas por muestra) en las raíces. Se escogieron tres individuos de cada especie y se recolectaron cinco muestras de raíces finas (una muestra por individuo), las cuales fueron almacenadas en bolsas plásticas para su traslado al laboratorio y posterior tratamiento y análisis.

Las raíces finas fueron lavadas con agua y se almacenaron a 4 °C, luego fueron tinturadas siguiendo el protocolo propuesto por Vierheilig *et al.* (1998), el cual consistió en aclarar las muestras con una solución de KOH al 10 % por 60 minutos; pasado este tiempo, se lavaron con agua y se cubrieron con solución de tinta al 5 % en vinagre (ácido acético al 5 %) y se mantuvieron al baño de maría a 90 °C por 3 minutos. Posteriormente, se depositaron en una gradilla, se retiró la tinta con agua y unas pocas gotas de vinagre, luego de un tiempo (20 minutos), se lavaron con agua. Las raíces teñidas se montaron en cubre objetos con Polivinil-lacto-glicerol (PVLG) como medio haciendo una presión suave sobre el cubreobjeto. El porcentaje de colonización micorrízica (cantidad de estructuras micorrízicas por muestra) se determinó mediante la observación de segmentos de raíces finas teñidas. El conteo de estructuras micorrízicas en las muestras se realizó en tres campos visuales equidistantes sobre cada segmento, registrando la presencia de estructuras como hifas, vesículas, y arbusculos. El registro de estructuras micorrízicas en las raíces finas teñidas y de esporas en las muestras de suelo procesadas se realizó con la ayuda de un microscopio compuesto, usando los objetivos de 40X y 100X.

La identificación taxonómica de las esporas se realizó a nivel más específico posible, con la ayuda de especialistas en HMA, literatura especializada (Peña-Venegas *et al.* 2006), y consultas en la base de datos especializada The International Culture Collection of Arbuscular Mycorrhizal Fungi - INVAM (INVAM 2023).

Tratamiento y análisis de los datos. A partir de los inventarios de HMA realizados en las minas (5, 15 y 30 años tras la minería) y el bosque de referencia, se estimó la riqueza de morfo-tipos de HMA, mediante los estimadores de riqueza Chao 1 y ACE (Colwell 2013). Así mismo, para cada tratamiento sucesional se calcularon los índices de diversidad de Shannon y el inverso de Simpson (Colwell 2013). Para explorar diferencias en la composición de morfo-tipos de HMA entre los tratamientos, se calcularon los índices de similitud de Jaccard (ecuación 1) y Sonrensen (ecuación 2), y sus estimadores probabilísticos (Chao-Ĵabd y Chao-Ŝabd, respectivamente) (Colwell 2013):

$$\text{Chao} - J_{abd} = UV / (U + V - UV) \quad [1]$$

$$\text{Chao} - S_{abd} = 2UV / (U + V) \quad [2]$$

Donde U y V representan las abundancias totales de las especies compartidas en los inventarios o ensamblajes de micorrizas 1 y 2, respectivamente. Valores cercanos a 1 indican composiciones idénticas mientras que valores cercanos a 0 indican falta de similitud. Una descripción detallada de las ecuaciones de los estimadores para los índices aquí descritos puede verse en Chao *et al.* (2005).

Diferencias estadísticas en las propiedades físicas y químicas del suelo entre los tratamientos sucesionales se evaluaron mediante una prueba de Kruskal-Wallis. Para las diferencias en riqueza de morfo-tipos y abundancia de esporas de HMA se usó la prueba Chi-cuadrado con corrección de Yates. El efecto de los factores tratamiento sucesional y especie de planta leñosa sobre la cantidad de estructuras micorrízicas (número de hifas, arbusculos, y vesículas), se evaluó mediante una ANOVA de una vía. En los casos donde la ANOVA resultó significativa, una prueba de Tukey fue aplicada para evaluar diferencias estadísticamente significativas entre los niveles de los factores. Para estimar la riqueza y diversidad de morfo-tipos de HMA se usó el programa Estimates versión 9 (Colwell 2013). Todas las pruebas estadísticas se realizaron en el entorno de programación R 3.6 (R Core Team 2019).

RESULTADOS

Suelos de los tratamientos sucesionales. Los suelos de las minas con 5, 15, y 30 años en regeneración natural y bosque de referencia no presentaron diferencias estadísticamente significativas en las variables físicas y químicas del suelo analizadas. Sin embargo, la materia orgánica tiende a incrementar hacia las etapas sucesionales más tardías, y elementos como fósforo, potasio, magnesio, y calcio, y la capacidad de intercambio catiónico, también aumentan con la edad sucesional en las minas por encima de lo registrado en el boque de referencia (cuadro 1). En general, se pudo determinar que independientemente del tratamiento sucesional, los suelos evaluados fueron ácidos y con alta concentración de aluminio (cuadro 1).

Diversidad de morfo-tipos de HMA. Se identificaron 15 morfo-tipos de HMA en los muestreos realizados en los distintos tratamientos sucesionales (cuadros 2 y 3). Al respecto, los estimadores de riqueza Chao 1 e ICE indicaron que el esfuerzo de muestreo realizado para registrar la comunidad de HMA en cada tratamiento sucesional fue adecuado, dado que el número de morfo-tipos de HMA observado alcanzó el 100 % de los valores determinado por el estimador de riqueza (cuadro 4). La abundancia de esporas de HMA varió significativamente entre tratamientos sucesionales; al respecto, los tratamientos con sucesión natural más temprana (minas con 5 y 15 años) presentaron mayor cantidad de esporas por muestra de suelo que aquellos tratamientos con mayor edad sucesional (30 años y bosque referencia). Esta tendencia se mantuvo al analizar la dominancia. Por su parte, la diversidad y la equitatividad de las comunidades de HMA mostraron poca variación entre tratamientos sucesionales (cuadro 2).

Composición de morfo-tipos de HMA. Los morfo-tipos de HMA que presentaron mayor abundancia de esporas fueron *Scutellospora* sp. (16,17 %), *Acaulospora* sp.1 (11,31 %), *Glomus* sp.1 (9,30 %), *Glomus* sp.2 (9,07 %), *Acaulospora*

sp.2 (7,06 %), y *Acaulospora* sp.3, (6,68 %). Sin embargo, la abundancia de esporas por morfo-tipo varió entre tratamientos sucesionales (cuadro 3). Al respecto, *Scutellospora* sp., *Acaulospora* sp.4, *Claraideoglosum* sp.1, y *Glomus* sp.1 presentaron mayor abundancia en la mina con 5 años de sucesión; mientras que *Acaulospora* sp.1, *Scutellospora* sp. y *Glomus* sp.1 abundaron más en la mina

con 15 años de sucesión. Por su parte, *Scutellospora* sp., *Glomus* sp.4, y *Acaulospora* sp.3, mostraron mayor abundancia en la mina con 30 años de sucesión y *Acaulospora* sp.1, *Glomus* sp.1, y *Glomus* sp.2 dominaron en el bosque de referencia (cuadro 3, figura 2). A pesar de lo anterior, el análisis de similitud reveló que los tratamientos sucesionales presentan una alta similitud en la composición de mor-

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas del suelo en minas (M) con 5, 15, y 30 años de revegetación natural, y bosque de referencia (BR) en Condoto, Chocó, Colombia.

Physical and chemical properties of soil in mines (M) with 5, 15, and 30 years of natural revegetation, and reference forest (BR) in Condoto, Chocó, Colombia.

Propiedades de suelo	Unidades	Tratamientos sucesionales (media ± 1 error típico)				Kruskal-Wallis	P
		M5	M15	M30	BR		
Arena	%	71,0 ± 12,7	73,0 ± 21,2	67,0 ± 1,40	42,0 ± 5,70	4,0	0,26
Limo	%	18,0 ± 2,83	13,0 ± 7,07	23,0 ± 1,41	28,0 ± 0,00	6,24	0,10
Arcilla	%	11,0 ± 9,90	14,0 ± 14,1	10,0 ± 0,00	30,0 ± 5,70	4,14	0,24
pH		4,85 ± 0,07	4,90 ± 0,14	4,90 ± 0,00	4,40 ± 0,28	4,56	0,20
M. Orgánica	%	1,45 ± 0,64	1,65 ± 0,21	6,55 ± 3,18	5,35 ± 2,90	5,50	0,13
Aluminio	cmolc kg ⁻¹	1,35 ± 0,07	1,30 ± 0,14	1,35 ± 0,21	1,75 ± 1,34	0,12	0,98
Calcio	cmolc kg ⁻¹	0,32 ± 0,08	0,29 ± 0,06	1,60 ± 0,71	0,08 ± 0,04	6,16	0,10
Magnesio	cmolc kg ⁻¹	0,24 ± 0,08	0,30 ± 0,16	0,75 ± 0,19	0,11 ± 0,08	6,16	0,10
Potasio	cmolc kg ⁻¹	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,15 ± 0,09	0,06 ± 0,04	2,99	0,39
CIC ef.		1,95 ± 0,07	1,95 ± 0,35	3,90 ± 1,27	1,60 ± 2,13	2,83	0,42
Fósforo	mg kg ⁻¹	26,5 ± 3,54	17,5 ± 2,12	26,5 ± 0,71	7,0 ± 1,41	6,0	0,11

CIC ef.: Capacidad de intercambio catiónico específico.

Cuadro 2. Estructura biológica de la comunidad de hongos micorrízicos arbusculares en minas con 5, 15, y 30 años de revegetación natural (M), y bosque natural de referencia (BR) en Condoto, Chocó, Colombia.

Biological structure of the arbuscular mycorrhizal fungi community in mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation (M), and natural reference forest (BR) in Condoto, Chocó, Colombia.

Índices ecológicos	Tratamientos sucesionales				Chi-cuadrado	P
	M5	M15	M30	BN		
Riqueza						
N° de especies observadas	14	15	15	15	0,05	0,99
N° de especies estimadas (Chao1)	14	15	15	15	0,05	0,99
Abundancia						
N° de esporas por muestra	729	813	522	570	83,1	< 0,001
Dominancia	0,10	0,09	0,09	0,08		
Diversidad						
Simpson_1-D	0,89	0,90	0,90	0,91		
Shannon	2,40	2,47	2,47	2,54		
Equitatividad						
Equitability_J	0,91	0,91	0,91	0,94		

fo-tipos de HMA. Al respecto, las comunidades de HMA que persisten en los tratamientos sucesionales comparten más del 90 % de las morfo-tipos registrados en el área de estudio (cuadro 4).

Colonización de HMA en especies leñosas. El grado de colonización de HMA en las raíces finas de las plantas

(número de hifas, arbusculos, y vesículas) fue independiente del tratamiento sucesional, pero no de la especie de planta (cuadro 5). Al respecto, *C. spathulata* y *V. macrophylla* presentaron mayor número de hifas y vesículas que *C. chocoanus*. No obstante, en *V. macrophylla* se observó mayor número de arbusculos que en las otras especies evaluadas (cuadro 5).

Cuadro 3. Abundancia de esporas de hongos micorrízicos arbusculares en minas con 5, 15, y 30 años de revegetación natural (M), y bosque de referencia (BR) en Condoto, Chocó, Colombia.

Abundance of spores of arbuscular mycorrhizal fungi in mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation (M), and reference forest (BR) in Condoto, Chocó, Colombia.

Morfo-tipos/especie	Tratamientos sucesionales				Total	%
	M5	M15	M30	BR		
<i>Scutellospora</i> sp.	158	120	93	55	426	16,1
<i>Acaulospora</i> sp.1	28	128	49	93	298	11,3
<i>Glomus</i> sp.1	52	100	33	60	245	9,30
<i>Glomus</i> sp.2	71	73	39	56	239	9,07
<i>Acaulospora</i> sp.2	48	62	34	42	186	7,06
<i>Acaulospora</i> sp.3	44	45	57	30	176	6,68
<i>Claraideoglomus</i> sp.1	78	40	22	15	155	5,88
<i>Acaulospora</i> sp.4	38	34	54	18	144	5,47
<i>Glomus</i> sp.3	58	55	17	9	139	5,28
<i>Acaulospora</i> sp.5	84	21	3	27	135	5,13
<i>Glomus</i> sp.4	0	25	62	48	135	5,13
<i>Claraideoglomus</i> sp.2	16	75	8	28	127	4,82
<i>Acaulospora</i> sp.6	16	12	25	42	95	3,61
<i>Glomus intrarradices</i> Schenck & Smith	32	15	10	35	92	3,49
<i>Paraglomus</i> sp.	6	8	16	12	42	1,59

Cuadro 4. Similitud de la comunidad de hongos micorrízicos arbusculares entre minas con 5, 15, y 30 años de revegetación natural (M), y el bosque natural de referencia (BR) en Condoto, Chocó, Colombia.

Similarity of the arbuscular mycorrhizal fungi community between mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation (M), and the natural reference forest (BR) in Condoto, Chocó, Colombia.

Tratamientos sucesionales		N° de especies compartidas	Índices de similitud			
Comunidad 1	Comunidad 2		Chao-Jaccard-Raw	Chao-Jaccard-Est	Chao-Sorensen-Raw	Chao-Sorensen-Est
M5	M15	14 (93 %)	1,0	1,0	1,0	1,0
M5	M30	14 (93 %)	0,9	0,9	0,9	0,9
M5	BR	14 (93 %)	0,9	0,9	1,0	1,0
M15	M30	15 (100 %)	1,0	1,0	1,0	1,0
M15	BR	15 (100 %)	1,0	1,0	1,0	1,0
M30	BR	15 (100 %)	1,0	1,0	1,0	1,0

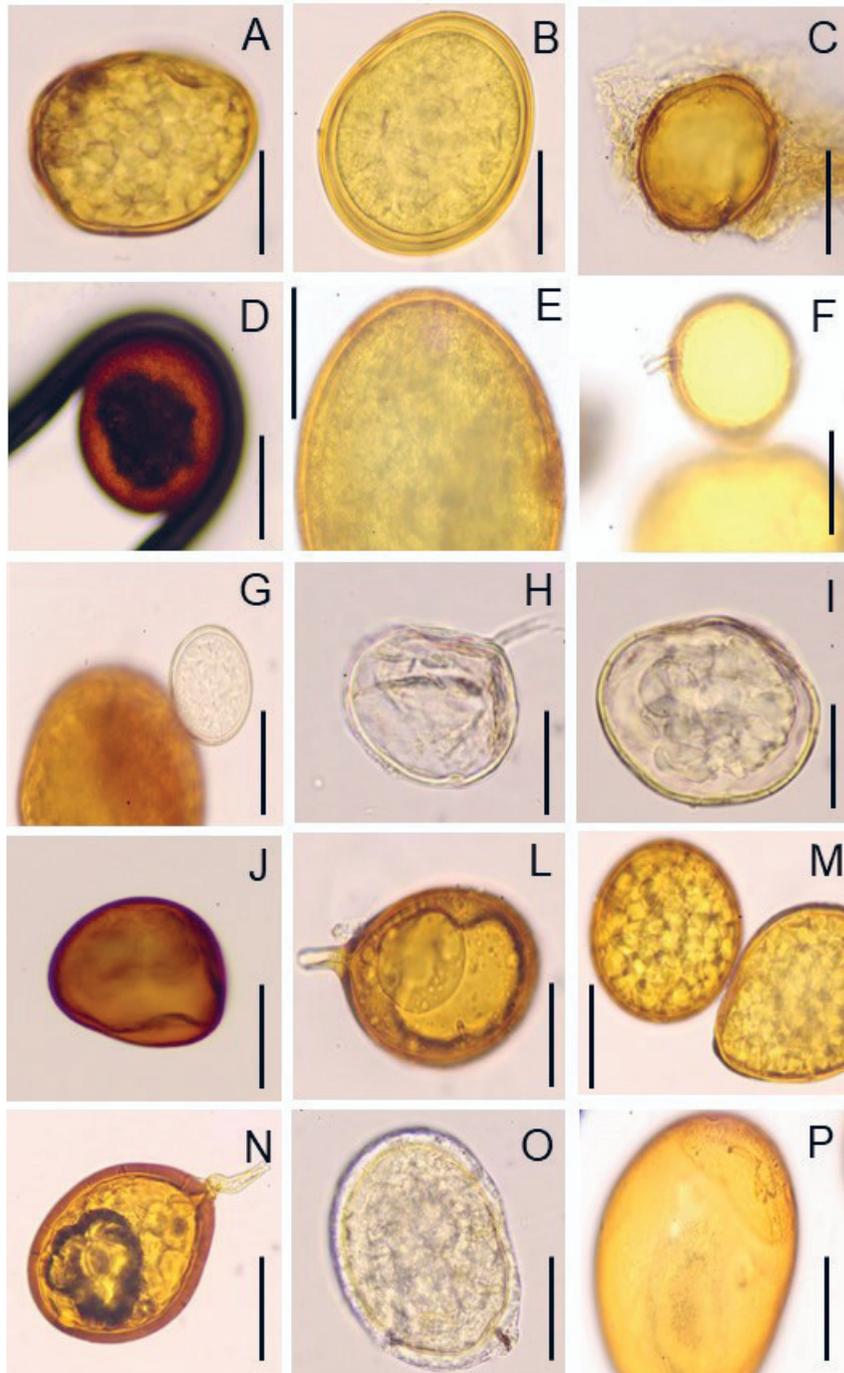


Figura 2. Esporas de hongos micorrízicos arbusculares encontradas en minas con 5, 15, y 30 años de revegetación natural en Condoto, Chocó, Colombia. *Acaulospora* sp.1 (A), *Acaulospora* sp.2 (B), *Acaulospora* sp.3 (C), *Acaulospora* sp.4 (D), *Acaulospora* sp.5 (E), *Acaulospora* sp.6 (F), *Claraideoglomus* sp.1 (G), *Claraideoglomus* sp.2 (H), *Glomus intraradices* (I), *Glomus* sp.1 (J), *Glomus* sp.2 (K), *Glomus* sp.3 (M), *Glomus* sp.4 (N), *Paraglomus* sp.1 (O), *Scutellospora* sp.1 (P). Escala 20 μ m.

Spores of arbuscular mycorrhizal fungi found in mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation in Condoto, Chocó, Colombia: *Acaulospora* sp.1 (A), *Acaulospora* sp.2 (B), *Acaulospora* sp.3 (C), *Acaulospora* sp.4 (D), *Acaulospora* sp.5 (E), *Acaulospora* sp.6 (F), *Claraideoglomus* sp.1 (G), *Claraideoglomus* sp.2 (H), *Glomus intraradices* (I), *Glomus* sp.1 (J), *Glomus* sp.2 (K), *Glomus* sp.3 (M), *Glomus* sp.4 (N), *Paraglomus* sp.1 (O), *Scutellospora* sp.1 (P). Scale 20 μ m.

Cuadro 5. Colonización de hongos micorrízicos arbusculares en las raíces de tres especies leñosas en minas con 5, 15 y 30 años de revegetación natural (M) en Condoto, Chocó, Colombia.

Colonization of arbuscular mycorrhizal fungi in the roots of three woody species in mines with 5, 15, and 30 years of natural revegetation (M) in Condoto, Chocó, Colombia.

Factores	Nº de estructuras de HMA por muestras		
	Hifas	Arbúsculos	Vesículas
Edad de regeneración			
M5	37,5 ± 1,20	40,4 ± 1,30	5,50 ± 0,60
M15	37,6 ± 1,15	40,4 ± 1,19	6,42 ± 0,57
M30	38,7 ± 1,35	39,9 ± 1,68	7,46 ± 0,63
ANOVA	F _{2,91} = 0,01; P = 0,99	F _{2,91} = 0,02; P = 0,97	F _{2,91} = 2,14; P = 0,12
Especie			
<i>Croton chocoanus</i>	34,9 ± 0,94b	40,5 ± 0,91ab	5,96 ± 0,78
<i>Cespedesia spathulata</i>	39,1 ± 1,38a	37,0 ± 1,72b	6,58 ± 0,60
<i>Vismia macrophylla</i>	38,6 ± 1,03ab	43,3 ± 0,67a	6,33 ± 0,53
ANOVA	F _{2,91} = 3,06; P = 0,05	F _{2,91} = 6,86; P = 0,001	F _{2,91} = 0,23; P = 0,07

DISCUSIÓN

Las condiciones físicas y químicas del suelo no variaron significativamente entre tratamientos sucesionales; además, los suelos fueron ácidos (pH: minas 4,8 – 4,9; bosque 4,4) y con alta concentración de aluminio (Al: minas 3,30 – 3,35 cmolc kg⁻¹; bosque 1,7 cmolc kg⁻¹). Este mismo patrón se ha registrado en bosques naturales y en zonas afectadas por minería de otras localidades de la región del Chocó. Al respecto, Quinto-Mosquera *et al.* (2016) al evaluar la fertilidad del suelo en bosques de Opogodó (municipio de Condoto) y Pacurita (municipio de Quibdó) encontraron altos niveles de acidez (pH: 4,0 – 4,9) y concentración de aluminio (Al: 0,1 – 0,9 cmolc kg⁻¹). Así mismo, Valois-Cuesta (2016) registró altos niveles de acidez (pH: 3,9 – 4,4) y aluminio (Al: 1,1 – 2,0 cmolc kg⁻¹) en minas de 5, 10, y 15 años de sucesión natural en Raspadura, municipio de Unión Panamericana, Chocó. En este mismo municipio, pero en un bosque natural de la localidad de Salero, se reportaron suelos pobres, ácidos, y con altas concentraciones de aluminio (pH: 4,6 – 4,8; Al: 0,47 – 0,49 cmolc kg⁻¹) (Quinto-Mosquera y Moreno-Hurtado 2014, 2016; Quinto-Mosquera *et al.* 2016). La baja fertilidad y acidez del suelo de las minas evaluadas puede ser explicada por la alta pluviosidad de la región (8.000 mm al año; Rangel-Churio 2004) que se precipita sobre las rocas ígneas y metamórficas extraídas del subsuelo de las minas, ya que estas son meteorizadas rápidamente, liberando minerales como el aluminio y el hierro (Ramírez-Moreno *et al.* 2009). A pesar de estas condiciones edáficas, se aprecia una comunidad de HMA desde etapas tempranas en las minas. Al respecto, la aparición de HMA y de simbiosis con plantas se manifiesta inclu-

so en suelos con pH entre 4,0 y 5,0 (Peña-Venegas *et al.* 2006), lo que sustenta el hecho de haber encontrado una comunidad de HMA desde etapas tempranas tras el abandono de las minas. Esta tendencia también se ha reportado en suelos ácidos de otras regiones tropicales (Serralde y Ramírez 2004), y concuerda con resultados de otros trabajos donde la actividad microbiana edáfica inicia pocos años tras el abandono del disturbio minero (Ramírez *et al.* 2019, Arcila-Galvis *et al.* 2022).

La comunidad de HMA no varió con el tiempo sucesional, pero estuvo representada por 15 morfo-tipos, principalmente de los géneros *Glomus*, *Acaulospora*, y *Scutellospora*, lo cual concuerda con lo hallado por Marro *et al.* (2022) donde los HMA Glomerales están bien representados en diferentes biomas a nivel global. Esta tendencia se mantiene en suelos ácidos del piedemonte llamero (Serralde y Ramírez 2004) y en minas de oro del Tolima (13 morfo-tipos) en Colombia (Guzmán y Perdomo 2017), y en otros ecosistemas como la Sabana de Venezuela, donde se registraron 12 morfo-tipos en sabanas naturales y en sabanas intervenidas para construcción de carreteras, donde el género *Glomus* representa el 70 % de los morfo-tipos registrados (Lovera y Cuenca 2007). *Glomus* también fue el género más abundante entre 15 especies de HMA registrados en matorrales xerofíticos de México (Monroy-Ata y Ramírez-Saldivar 2018) y Namibia (12 spp.) (Uhlmann *et al.* 2006). Monroy-Ata y Ramírez-Saldivar (2018) resaltan que *Glomus* es un género que se asocia a una amplia gama de especies vegetales en ambientes estresantes. La dominancia de *Glomus* en los tratamientos estudiados puede obedecer, entre otras razones, a que cuenta con un micelio extraradical altamente infectivo, mientras que otros géneros se

desarrollan frecuentemente a partir de esporas (Vallejos-Torres *et al.* 2022b). Además, su abundancia en las minas con distinta edad sucesional confirma su tolerancia a variados tipos de suelo, ambientes, y versatilidad de huéspedes (Vallejos-Torres *et al.* 2022b).

No se observó un patrón temporal claro de colonización de HMA en las raíces de las tres especies leñosas evaluadas. Sin embargo, se registraron estructuras micorrízicas en las raíces de estas especies desde los tratamientos con menor edad sucesional, indicando que la simbiosis entre HMA y plantas se establece tempranamente en las minas. Al respecto, Monroy-Ata y Ramírez-Saldivar (2018) plantean que el desarrollo de comunidades de HMA desde las primeras etapas de la sucesión vegetal, es un factor determinante del proceso de revegetación natural, ya que estos simbioses edáficos son fundamentales para garantizar la rehabilitación de los ecosistemas forestales, pues confieren a las plantas mayor capacidad de supervivencia y crecimiento en ambientes con déficit de nutrientes y agua (Fajardo *et al.* 2011). La aplicación de HMA influye de manera significativa en el mejoramiento de las propiedades físicas, químicas, y biológicas del suelo (Chelangat *et al.* 2021). Por ejemplo, se ha demostrado que varios géneros de Glomeromicotas (HMA Glomerales), grupo taxonómico al cual pertenece el género *Glomus*, cumplen un rol positivo en términos de promover el rendimiento de las plantas para enfrentar estrés biótico (patógenos, parásitos, herbívora) y abiótico (sequía, salinidad, metales pesados), facilitando el acceso de las plantas a elementos nutricionales del suelo como P y N (Marro *et al.* 2022). Al respecto, Chelangat *et al.* (2021) encontraron que la aplicación de cepas de especies del género *Glomus* a razón de 50-70 kg ha⁻¹ puede mejorar las condiciones de fertilidad del suelo.

Inventarios florísticos realizados en minas abandonadas de distinta edad sucesional (minas con 5, 10, 15, 19, 24, y 30 años de revegetación natural), en varias localidades del Chocó, donde se han registrado 90 especies, 49 géneros, y 28 familias (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2017, Ramírez y Rangel-Churio 2019, Valois-Cuesta *et al.* 2022), revelan que, la revegetación natural en las minas inicia dentro de los primeros cinco años tras el abandono de los predios mineros, pero que el recambio de especies (especies comunes entre comunidades) es lento en el tiempo, exhibiendo alta similitud florística entre minas de distintas edades, si se comparan las minas con el bosque de referencia adyacente a ellas (Ramírez y Rangel-Churio 2019, Valois-Cuesta *et al.* 2022). La composición florística de esas minas está representada principalmente por especies pioneras de hábito herbáceo y arbustivo, pertenecientes a las familias Cyperaceae, Melastomataceae y Rubiaceae (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2017, Ramírez y Rangel-Churio 2019, Valois-Cuesta *et al.* 2022). En este trabajo, la composición de la comunidad de HMA fue similar entre minas con distinta edad sucesional (semejanza > 90 %). Bajo este escenario, es factible pensar

que la comunidad de HMA (especialmente de los géneros *Glomus*, *Acaulospora*, y *Scutellospora*) que se establece tempranamente en los suelos impactados por minería, podría facilitar el rápido establecimiento de la vegetación en estos ambientes, pudiendo ser un factor condicionante para el establecimiento de algunos grupos funcionales de plantas comunes en las minas (*i.e.* Cyperaceae, Melastomataceae y Rubiaceae).

CONCLUSIONES

Los suelos del área de estudio, tanto las minas de distinta edad sucesional como el bosque de referencia, son ácidos y pobre en nutrientes; sin embargo, existe una comunidad de HMA que se establece desde etapas tempranas tras el abandono de las minas, pero esta comunidad de simbioses microbianos no cambia sustancialmente en términos de su estructura biológica y composición de especies a lo largo del tiempo, al menos hasta los 30 años de recuperación natural. Una comprensión más profunda del rol que juega esta comunidad de HMA en la revegetación natural temprana y tardía de zona impactadas por minería, necesita de futuras investigaciones que evalúen cada especie o grupos funcionales de especies de HMA como facilitadora del establecimiento de las especies vegetales pioneras y tardías. Entender el grado de asociación entre las especies de HMA y las especies vegetales durante la sucesión natural en las minas permitiría la identificación de grupos funcionales de especies mutualistas (planta-HMA) facilitadores de la restauración ecológica de áreas impactadas por la minería en el Chocó y otras regiones tropicales con similares condiciones ambientales y de disturbio.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

RSMM y AMVP diseñaron el estudio, RSMM realizó la recopilación de datos de campo, HVC analizó los resultados y contribuyó a la discusión e interpretación de los resultados. Los tres autores prepararon el manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Este trabajo se realizó con el apoyo económico del Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (proyecto B240-PIN1), y al apoyo logístico de Institución Universitaria Tecnológico de Antioquia y al Laboratorio TEHO de la Universidad de Antioquia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a los doctores Johnny Echeverry (Universidad de Antioquia) y a Raúl Posada (Universidad de Caldas) por su apoyo en la identificación taxonómica de los HMA, a la Doctora Clara Patricia Peña Venegas por sus comentarios al manuscrito.

REFERENCIAS

- Arcila-Galvis JE, C Marín, M Ortega-Cuadros, J Muñoz-Perez, T Arias. 2022. A Metagenomic assessment of soil microbial communities in a coal mine spoil dump under reclaimed vegetation in La Guajira, Colombia. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 22: 4377–4390. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01036-y>.
- Asmelash F, T Bekele, E Birhane. 2016. The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in the restoration of degraded lands. *Frontiers in Microbiology* 7: 1095. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01095>.
- Chen J, L Mo, Z Zhang, J Nan, D Xu, L Chao, X Zhang, Y Bao. 2020. Evaluation of the ecological restoration of a coal mine dump by exploring the characteristics of microbial communities. *Applied Soil Ecology* 147: 103430. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103430>.
- Chelangat A, JP Gweyi-Onyango, NK Korir, M Mwangi. 2021. *Glomus intraradices* and *Funeliformis mosseae* am strains influence soil physical, biological and chemical characteristics in tea plantations in Kenya. *Asian Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 7(3): 13-18. DOI: <https://doi.org/10.9734/AJSSPN/2021/v7i330113>.
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 9. Consultado 15 de jun. 2021. Disponible en <http://purl.oclc.org/estimates>
- Fajardo L, G Cuenca, P Arrindell, R Capote, Z Hasmy. 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. *Interciencia* 36(12): 931-936.
- Guzmán HJ, YL Perdomo. 2017. Abundancia y diversidad de hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA) asociadas a la vegetación circundante en un área de minería del municipio de Santa-Isabel, Tolima. Tesis para optar el título de Biólogo. Ibagué, Colombia. Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima. 83 p.
- INVAM 2023. The International Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi: INVAM. University of Kansas, EE UU. Consultado 12 oct. 2023. Disponible en <https://invam.ku.edu/>
- Lara-Rodríguez JS, A Tosi, A Altimiras. 2019. Minería del platino y el oro en Chocó: pobreza, riqueza natural e informalidad. *Revista de Economía Institucional* 22(42): 241–268. DOI: <https://doi.org/10.18601/01245996.v22n42.10>
- Lovera M, G Cuenca. 2007. Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) y potencial micorrízico del suelo de una sabana natural y una sabana perturbada de la gran sabana, Venezuela. *Interciencia* 32(2): 108-114.
- Marro N, G Grilli, F Soteras, M Caccia, S Longo, N Cofré, V Borda, M Burni, M Janoušková, C Urcelay. 2022. The effects of arbuscular mycorrhizal fungal species and taxonomic groups on stressed and unstressed plants: a global meta-analysis. *New Phytologist* 235(1): 320-332. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.18102>
- Monroy-Ata A, KY Ramírez-Saldívar. 2018. Relación entre sucesión ecológica vegetal y hongos micorrizógenos arbusculares en un matorral xerófilo en el centro de México. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 21: 13-29. DOI: <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2018.0.157>
- Osorio W. 2012. Toma de muestras de suelo para evaluar la fertilidad del suelo. *Manejo integral del suelo y nutrición vegetal* 1(1): 1-4.
- Peña-Venegas CP, GI Cardona, A Mazorra, JH Arguellez, AL Arcos. 2006. Micorrizas arbusculares de la Amazonia colombiana. Catálogo Ilustrado. Leticia, Colombia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI). 90 p.
- Quinto-Mosquera H, FM Moreno-Hurtado. 2014. Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Árbore* 38(6): 1123-1132. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600017>.
- Quinto-Mosquera H, F Moreno-Hurtado, HY Caicedo, MT Pérez. 2016. Biomasa de raíces finas y fertilidad del suelo en bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano. *Colombia Forestal* 19(1), 53-66.
- Quinto-Mosquera H, Moreno-Hurtado F. 2016. Precipitation effects on soil characteristics in tropical rain forests of the Chocó biogeographical region. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 69(1): 7813-7823. DOI: <https://doi.org/10.15446/rfna.v69n1.54749>.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Consultado 15 de jun. 2021. Disponible en <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-Moreno G, H Quinto-Mosquera, L Vargas-Porras, JO Rangel-Churio. 2019. Temporary effect of mining on breathing and on the physicochemical conditions of soil. *Modern Environmental Science and Engineering* 5(9): 837-848.
- Ramírez G, JO Rangel-Churio. 2019. Sucesión vegetal en áreas de minería a cielo abierto en el bosque pluvial tropical del departamento del Chocó, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 43(169): 673-688. DOI: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.896>
- Rangel-Churio JO. 2004. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia. 997 p.
- Serralde AM, MM Ramírez. 2004. Análisis de poblaciones de micorrizas en maíz (*Zea mays*) cultivado en suelos ácidos bajo diferentes tratamientos agronómicos. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 5(1): 31-40. DOI: https://doi.org/10.21930/rcta.vol5_num1_art:22.
- Sieverding E. 1983. Manual de métodos para la investigación de la micorriza vesículo-arbuscular en el laboratorio. Palmira, Colombia. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 116 p.
- Smith SE, DJ Read. 2008. Mycorrhizal symbiosis. Oxford, UK. Elsevier Ltd. 769 p.
- Tedersoo L, M Bahram, M Zobel. 2020. How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. *Science* 367:6480. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aba1223>.
- Uhlmann E, C Görke, A Petersen, F Oberwinkler. 2006. Arbuscular mycorrhizae from arid parts of Namibia. *Journal of Arid Environments* 64(2): 221-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.05.002>.
- Vahter T, CG Bueno, J Davison, K Herodes, I Hiiesalu, L Kasari-Toussaint, J Oja, P Olsson, S Sepp, M Zobel, M Vassar, M Öpik. 2020. Co-introduction of native mycorrhizal fungi and plant seeds accelerates restoration of post-mining landscapes. *Journal of Applied Ecology* 57(9): 1741-1751. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13663>
- Vallejos-Torres G, SC Torres, N Gaona-Jimenez, J Saavedra, JC Tuesta, OA Tuesta, A Becerra, C Marin, M Alguacil. 2022a.

- The Combined Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Compost Improves Growth and Soil Parameters and Decreases Cadmium Absorption in Cacao (*Theobroma cacao* L.) Plants. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 22(4): 5174-5182. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00992-9>
- Vallejos-Torres G, R Ruíz-Valles, CE Chappa-Santa María, N Gaona-Jiménez, C Marín, 2022b. Una alta diversidad de hongos micorrízicos arbusculares influye en la absorción de cadmio y crecimiento vegetal del cacao. *Bioagro* 34(1): 75-84. DOI: <https://doi.org/10.51372/bioagro341.7>
- Valois-Cuesta H. 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis de Doctorado. Palencia, España. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad del Valladolid. 238 p.
- Valois-Cuesta H, C Martínez-Ruiz. 2016. Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano: actividad minera y conservación de la biodiversidad. *Bosque* 37(2): 295-305. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200008>.
- Valois-Cuesta H, C Martínez-Ruiz. 2017. Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería en bosques pluviales del Chocó, Colombia. *Biota Colombiana* 18(1): 88-104. DOI: <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n01a7>.
- Valois-Cuesta H, C Martínez-Ruiz, H Quinto-Mosquera. 2022. Revegetación natural de áreas afectadas por minería de oro en la selva pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 70(1): 742-767. DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.50653>.
- Vierheilig H, AP Coughlan, URS Wyss, Y Piché. 1998. Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Applied and Environmental Microbiology* 64(12): 5004-5007. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.64.12.5004-5007.1998>.

Recibido: 02/06/22

Aceptado: 07/09/23

