

Estimaciones de la diversidad de hongos y sus potenciales familias de plantas micorrizógenas en el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete en la Amazonia Colombiana

Estimates of fungal diversity and potential mycorrhizal plant families in Serranía de Chiribiquete National Natural Park, Colombian Amazon

Río Marroquín-Franco¹  , Lisbeth Andrea Rivera-Mera²  

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco, México; Semillero de Investigación y Creación La Funga Colectiva, Medellín, Antioquia, Colombia.¹
Semillero de Investigación y Creación La Funga Colectiva, Medellín, Antioquia, Colombia; Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, C. postal 050010 Medellín, Antioquia, Colombia.²

ISSN 2619-2608

DOI: <https://doi.org/10.34069/RA/2026.18.01>

Cómo citar:

Marroquín-Franco, R., & Rivera-Mera, L. A. (2026). Estimaciones de la diversidad de hongos y sus potenciales familias de plantas micorrizógenas en el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, en la Amazonia Colombiana. *Revista Científica Del Amazonas*, 9(18), 5–20. <https://doi.org/10.34069/RA/2026.18.01>

Recibido: 18 de marzo de 2026

Aceptado: 24 de agosto de 2026



Resumen

El Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (PNNSCh), ubicado en la Amazonia colombiana, constituye una de las áreas protegidas continuas de bosque húmedo tropical más extensas del planeta; sin embargo, su diversidad fúngica permanece escasamente documentada. Debido a la ausencia de inventarios micológicos exhaustivos, este estudio tuvo como objetivo estimar la riqueza potencial de hongos del PNNSCh y sintetizar la información disponible sobre las familias de plantas con potencial para establecer asociaciones micorrícicas, con el fin de generar una línea base para futuras investigaciones y estrategias de conservación. Para ello, se realizó una revisión crítica de literatura científica y bases de datos especializadas, complementada con la aplicación de tres enfoques macroecológicos ampliamente utilizados para estimar la riqueza fúngica: la relación planta–hongo, la extrapolación especie–área y un modelo de proporcionalidad biogeográfica. A partir de un inventario de 2.479 especies de plantas, se estimó que el parque podría albergar entre 14.874 y 24.790 especies de hongos, mientras que los registros actualmente disponibles representan únicamente una fracción mínima de esta riqueza potencial. Asimismo, se identificaron 118 familias de plantas con potencial micorrizógeno, predominando aquellas asociadas a micorrizas arbusculares. Los resultados evidencian una marcada brecha de conocimiento sobre la funga del PNNSCh y resaltan la necesidad de impulsar inventarios sistemáticos e investigaciones integrativas que permitan comprender la diversidad, ecología y funciones de los hongos en uno de los ecosistemas más biodiversos del planeta.

Palabras clave: Biodiversidad; Escudo guayanés; Funga; Micología; Micorrizas; Relación planta–hongo.

Abstract

The Serranía de Chiribiquete National Natural Park (PNNSCh), located in the Colombian Amazon, is one of the largest continuous protected areas of tropical rainforest worldwide; however, its fungal diversity remains poorly documented. Given the absence of comprehensive mycological inventories, this study aimed to estimate the potential fungal richness of the PNNSCh and synthesize the available information on plant families capable of

forming mycorrhizal associations, thereby providing a baseline for future research and conservation planning. A critical review of scientific literature and specialized biodiversity databases was conducted and complemented with three widely used macroecological approaches to estimate fungal richness: the plant–fungus ratio, species–area extrapolation, and a biogeographical proportionality model. Based on an inventory of 2.479 plant species, the park was estimated to harbor between 14.874 and 24.790 fungal species, whereas the currently documented records represent only a very small fraction of this potential richness. In addition, 118 plant families with mycorrhizal potential were identified, with arbuscular mycorrhizal associations predominating. These findings reveal a substantial knowledge gap regarding the fungi of the PNNSCh and highlight the urgent need for systematic inventories and integrative research to improve our understanding of fungal diversity, ecology, and ecosystem functions in one of the world's most biodiverse tropical forests.

Keywords: Biodiversity; Guiana Shield; Funga; Mycology; Mycorrhizae; Plant–fungus relationship.

Introducción

Los hongos desempeñan funciones ecológicas esenciales como descomponedores, simbioses mutualistas y reguladores de procesos biogeoquímicos, y son fundamentales para el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas forestales tropicales (Mueller et al., 2007; Smith & Read, 2008; Tedersoo et al., 2014). En particular, las asociaciones micorrízicas influyen de manera decisiva en la nutrición vegetal, la estructura de las comunidades y los ciclos de nutrientes (Wang & Qiu, 2006).

Las estimaciones de la diversidad fúngica mundial varían ampliamente debido a las diferencias metodológicas y al elevado número de especies aún no descritas. Inicialmente se propuso que la riqueza global oscilaba entre 2,2 y 3,8 millones de especies (Hawksworth & Lücking, 2017); sin embargo, estudios más recientes basados en enfoques moleculares y macroecológicos han sugerido cifras superiores, que van desde 6,28 hasta 19 millones de especies (Antonelli et al., 2023; Baldrian et al., 2022). En una síntesis reciente, Hyde et al. (2024) plantean que la diversidad fúngica probablemente se encuentra entre 2,2 y 13,2 millones de especies, reflejando la persistente incertidumbre sobre la verdadera magnitud de este reino. En consecuencia, se estima que entre el 92 % y el 95 % de las especies de hongos del planeta aún permanecen sin describir formalmente (Antonelli et al., 2023; Hyde et al., 2024). A pesar de los importantes avances impulsados por estudios taxonómicos, ecológicos y herramientas de secuenciación de alto rendimiento, el conocimiento de la diversidad fúngica continúa siendo marcadamente desigual entre diversas regiones del planeta (Antonelli et al., 2023; Baldrian et al., 2022).

Esta brecha de conocimiento es particularmente evidente en países tropicales, donde se concentra una proporción significativa de la biodiversidad mundial, pero donde la funga continúa siendo uno de los componentes biológicos menos documentados (Mueller et al., 2007; Tedersoo et al., 2014). No obstante, en regiones megadiversas donde los inventarios biológicos aún son incompletos, las estimaciones indirectas de riqueza constituyen una herramienta ampliamente aceptada para aproximarse al número potencial de especies y establecer prioridades de investigación y conservación (Gaya et al., 2022; Hawksworth & Lücking, 2017).

En particular, los modelos basados en la relación planta–hongo, la relación especie–área y las aproximaciones biogeográficas han sido utilizados para inferir patrones de diversidad fúngica cuando los muestreos exhaustivos resultan inviables debido a la gran extensión del territorio, la heterogeneidad ambiental y la elevada proporción de especies aún no descritas (Baldrian et al., 2022; Hawksworth & Lücking, 2017; Mueller et al., 2007;). Aunque estos enfoques no sustituyen los inventarios de campo ni las aproximaciones moleculares, proporcionan una línea base robusta para dimensionar las brechas de conocimiento, orientar futuras expediciones y apoyar la toma de decisiones en investigación y conservación de la biodiversidad (Antonelli et al., 2023; Hyde et al., 2024). En este contexto, Colombia representa un escenario de especial interés debido a su extraordinaria riqueza biológica y a la escasez de estudios micológicos desarrollados en gran parte de su territorio (Gaya et al., 2022).

Colombia es reconocido como uno de los países más biodiversos del planeta, al concentrar cerca del 10 % de las especies conocidas a nivel global en aproximadamente el 0,7 % de la superficie terrestre (Moreno et al., 2018;

Myers et al., 2000). Esta riqueza biológica se explica por su ubicación geográfica estratégica y por la convergencia de varias regiones biogeográficas, entre ellas la Amazonia, los Andes y la Orinoquia (Rangel-Ch, 2015) en este contexto, Colombia ocupa los primeros lugares en diversidad de aves y orquídeas, y se sitúa entre los países con mayor riqueza de anfibios, reptiles, peces de agua dulce e insectos (SIB Colombia, 2025).

En la Amazonia colombiana, y particularmente al nordeste, la información disponible sobre la composición, distribución y diversidad de los hongos continúa siendo limitada y se concentra en un reducido número de localidades y grupos taxonómicos (Mueller et al., 2007; Tedersoo et al., 2014). En consecuencia, extensas áreas protegidas como el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (PNNSCh) permanecen prácticamente inexploradas desde el punto de vista micológico (Cárdenas et al., 2017; Marroquín Franco, 2024), lo que restringe la comprensión de la diversidad fúngica, sus asociaciones ecológicas y su papel en el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas amazónicos.

El PNNSCh constituye un elemento central de la Amazonia colombiana y del Escudo Guayanés occidental, el parque protege vastas áreas de selva húmeda tropical, con microhábitats singulares y elevados niveles de endemismo (Berry et al., 1995; Cárdenas et al., 2017). Si bien la flora vascular del PNNSCh ha sido objeto de inventarios relativamente detallados, otros componentes de la biodiversidad, como los hongos, permanecen poco explorados (Cárdenas et al., 2017; Marroquín Franco, 2024).

En este contexto, las estimaciones regionales de la diversidad fúngica constituyen una herramienta fundamental para generar líneas base de conocimiento micológico, en una de las áreas megadiversas y escasamente exploradas como el PNNSCh. En consecuencia, el presente estudio tiene como objetivo sintetizar la evidencia bibliográfica disponible sobre las familias de plantas con potencial para establecer asociaciones micorrízicas en el PNNSCh y generar estimaciones conservadoras de su riqueza fúngica potencial, con el propósito de aportar una base científica que oriente futuras investigaciones, fortalezca la comprensión de la biodiversidad del parque y contribuya al diseño de estrategias de conservación de la funga amazónica.

Metodología

Area de estudio (Figura 1) El PNNSCh, se encuentra ubicado en la Amazonía colombiana en la provincia de la Guayana Occidental, distrito del Alto Río Negro, específicamente sobre la plataforma paleozoico-precámbrica de la formación Araracuara (Berry et al., 1995), en los departamentos de Guaviare y Caquetá, esta región se caracteriza por una notable diversidad fitogeográfica, producto de la interacción de los biomas confluentes de la Amazonia, los Andes, la Guayana y la Orinoquia, lo que la distingue de otras expresiones del Escudo Guayanés como la Guayana venezolana y la Amazonia brasileña (Cárdenas et al., 2017). En la actualidad dicha región abarca más de 4.3 millones de hectáreas de selva húmeda tropical, donde emergen formaciones rocosas denominadas tepuyes, que presentan microhábitats únicos que incluyen un sinnúmero de especies endémicas y es reconocido por su excepcional biodiversidad, riqueza cultural, humana y arqueológica (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

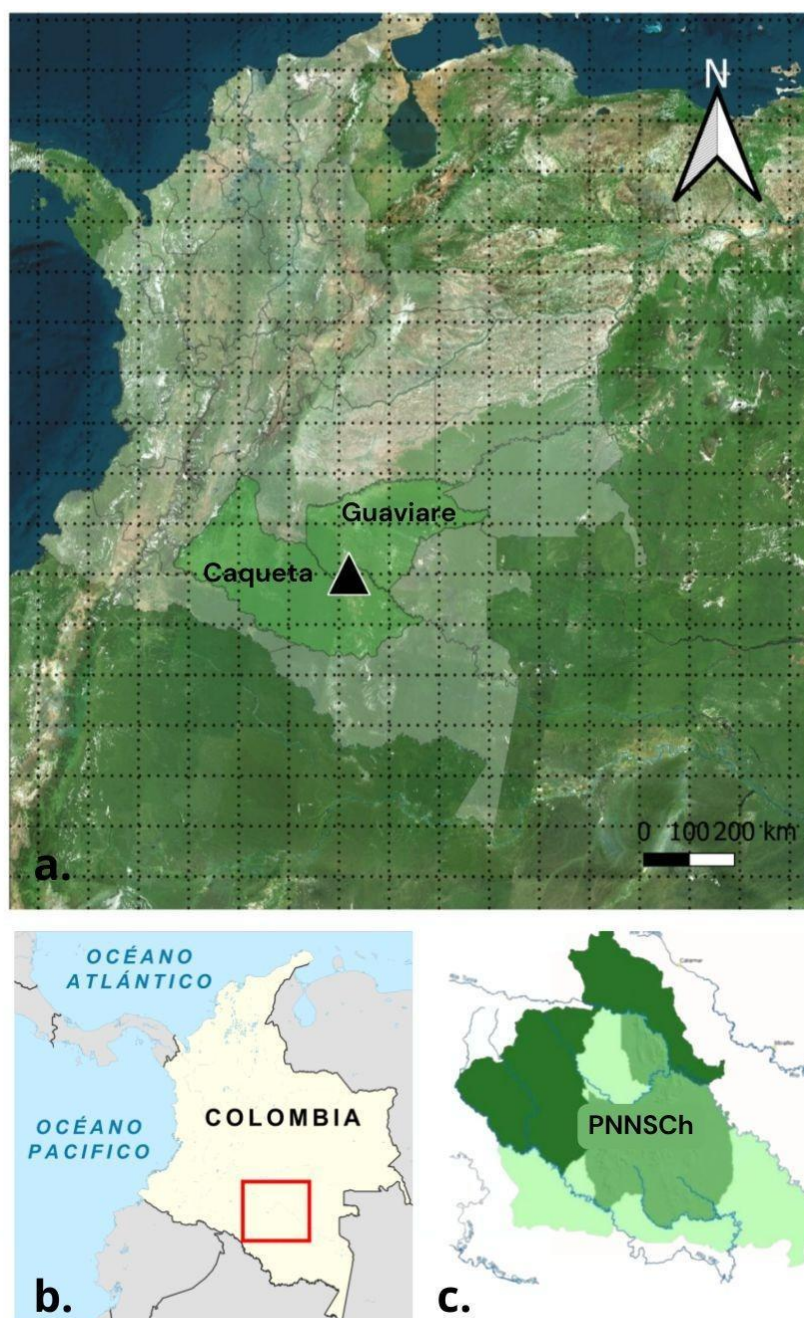


Figura 1 a.b.c. Ubicación geográfica del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (PNNSCh) en la Amazonia colombiana, departamentos de Guaviare y Caquetá.

Revisión bibliográfica y compilación de información

Se realizó una revisión bibliográfica sistemática, orientada a recopilar información sobre la diversidad fúngica registrada en el PNNSCh, la flora presente en el área y las asociaciones micorrícicas conocidas para las familias de plantas reportadas.

La búsqueda se efectuó entre marzo del 2024 hasta diciembre del 2025, se consultaron artículos indexados, libros especializados, monografías, catálogos taxonómicos y bases de datos de biodiversidad, GBIF, el Sistema de

Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia) y la base de datos de Parques Nacionales Naturales de Colombia (Rojas, 2020).

Se emplearon combinaciones de palabras clave en español e inglés, entre ellas: "Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete", "Amazon fungi", "Colombia fungi", "mycorrhiza", "ectomycorrhiza", "arbuscular mycorrhiza", "fungal diversity", "vascular plants of Amazon", "vascular plants of Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete", "Amazon rainforest", "Escudo Guayanés" y "PNNSCh".

Se incluyeron únicamente publicaciones revisadas por pares, libros científicos y bases de datos institucionales con respaldo taxonómico, privilegiando registros sustentados mediante ejemplares depositados en herbarios o fungarios, así como nomenclatura actualizada en Index Fungorum 2025. Se excluyeron documentos sin información taxonómica verificable, literatura gris sin revisión científica y registros duplicados provenientes de múltiples bases de datos. Los registros obtenidos fueron revisados manualmente para homogeneizar la nomenclatura taxonómica.

Identificación de familias con potencial micorrizógeno

A partir del listado florístico del PNNSCh publicado por Cárdenas et al. (2017) y el GBIF (Rojas, 2020), se identificaron las familias de plantas con potencial para formar asociaciones micorrícicas. La clasificación del tipo de micorriza para cada familia se realizó mediante la integración de la información disponible en las síntesis de Brundrett (2009), Wang y Qiu (2006), Smith y Read (2008) y Corrales et al. (2018), considerando los principales tipos de simbiosis reportados a nivel mundial: micorrizas arbusculares (MA), micorrizas ericoides (ErM), micorrizas orquidoides (MO), ectomicorrizas (EcM) y ectendomicorriza (EEM). Cuando una familia presentaba más de un tipo de asociación documentada, se registraron todas las asociaciones reportadas en la literatura especializada.

Con el fin de representar la composición de los principales tipos de asociaciones micorrícicas mediante categorías mutuamente excluyentes, cada familia de plantas fue clasificada de acuerdo con el tipo de micorriza predominante reportado en la literatura especializada (Brundrett, 2009; Brundrett & Tedersoo, 2018; Wang & Qiu, 2006). En los casos en que una familia presentó más de un tipo de asociación micorrizógena (p. ej., MA+EcM o MA+ErM), la asignación se realizó considerando el tipo predominante, definido como aquel que representa la mayor proporción de especies dentro de la familia. Esta reclasificación permitió contabilizar cada familia una única vez y calcular las frecuencias relativas utilizadas para la elaboración del diagrama de composición micorrizógena del PNNSCh.

Estimación de la riqueza fúngica potencial

Debido a la ausencia de inventarios micológicos exhaustivos para el PNNSCh, la riqueza potencial de hongos fue estimada mediante tres enfoques macroecológicos complementarios ampliamente utilizados para aproximar la diversidad fúngica en regiones insuficientemente exploradas (Hawksworth & Lücking, 2017).

Modelo 1. Relación planta–hongo

Se estimó la riqueza fúngica potencial utilizando la relación entre especies de plantas y hongos propuesta por Hawksworth y Lücking (2017), considerando una relación conservadora de seis a diez especies de hongos por cada especie de planta, mediante la ecuación:

$$F = P \times r$$

Donde **F** representa el número estimado de especies de hongos, **P** el número de especies de plantas registradas en el área de estudio y **r** la relación planta–hongo, considerada entre 6 y 10 para estimaciones conservadoras en ecosistemas tropicales (Gaya et al., 2022; Hawksworth & Lücking 2017).

Modelo 2. Relación especie-área

En segundo lugar, se utilizó un modelo de extrapolación basado en la relación especie-área, ampliamente aplicado en biogeografía, expresado como:

$$S = cA^z$$

Donde **S** corresponde al número estimado de especies, **A** al área geográfica considerada y **c** y **z** son constantes empíricas derivadas de modelos macroecológicos de diversidad (Gaya et al., 2022).

Modelo 3. Proporcionalidad biogeográfica

Finalmente, se aplicó un enfoque de proporcionalidad biogeográfica que estima la riqueza potencial de hongos a partir de la proporción que representa la biodiversidad colombiana respecto a la diversidad global, expresado como:

$$F_{PNNSch} = (F_{global} \times p_{COL}) \times p_{PNNSch}$$

Donde F_{global} corresponde a la estimación global de especies de hongos, p_{COL} representa la proporción de biodiversidad atribuida a Colombia respecto al total mundial, y p_{PNNSch} la proporción de diversidad estimada para el parque en relación con el total nacional. Las estimaciones derivadas de estos modelos fueron posteriormente comparadas y contrastadas con los registros taxonómicos disponibles para el PNNSch, permitiendo evaluar la magnitud de la brecha de conocimiento micológico y contextualizar la diversidad potencial del parque frente a otros grupos biológicos (Tabla 1).

Resultados y discusión

Brecha de conocimiento micológico

Los registros verificados disponibles evidencian que los estudios micológicos en el PNNSch han sido limitados, hasta la fecha; un listado de plantas y líquenes reporta 4 especies de hongos liquenizados, *Cladia aggregata* (Sw.) Nyl, *Cladonia crassiuscula* Ahti, *Cladonia secundana* Nyl y *Dictyonema sericeum* sinónimo de *Dictyonema thelephora* (Spreng.) Zahlbr., Cat. Lich, 6 géneros, *Cladina*, *Coenogonium*, *Cora*, *Parmotrema*, *Usnea* y *Ocellularia*, pertenecientes a 5 familias Cladoniaceae, Coenogoniaceae, Coraceae, Parmeliaceae y Thelotremaaceae (Cárdenas et al., 2017; IndexFungorum, 2025); por otro lado, en la base de datos GBIF del PNNSch se registran solo 3 taxones a nivel de familia de hongos MA, Acaulosporaceae, Gigasporaceae y Glomeraceae (Rojas, 2020). Dichos muestreos, aunque valiosos, resultan insuficientes en comparación con los estudios florísticos realizados en el área, siendo considerado el PNNSch el Parque Nacional Natural de Colombia con el mayor número de especies de plantas conocidas (Cárdenas et al., 2017).

El análisis bibliográfico revela una discrepancia abismal entre la diversidad de plantas en el PNNSch y el conocimiento taxonómico actual de su funga. Los inventarios florísticos de referencia reportan 2.479 especies de plantas (Cárdenas et al., 2017; Rojas, 2020), está marcada asimetría entre el conocimiento botánico y micológico refleja un patrón ampliamente reconocido en ecosistemas tropicales, donde los inventarios florísticos han avanzado considerablemente más rápido que los estudios sobre hongos (Antonelli et al., 2023; Mueller et al., 2007; Tedersoo et al., 2014). En consecuencia, la escasez de registros disponibles responde a un déficit histórico de exploración más que a una baja diversidad fúngica en los ecosistemas.

Estimaciones de la riqueza fúngica potencial

La aplicación de los tres enfoques macroecológicos produjo estimaciones contrastantes de la riqueza fúngica potencial del PNNSCh (Tabla 1), evidenciando la incertidumbre inherente a este tipo de aproximaciones, pero coincidiendo en que la diversidad esperada supera ampliamente el conocimiento taxonómico disponible.

El modelo basado en la relación planta–hongo (6:1–10:1) estimó entre 14.874 y 24.790 especies de hongos, constituyéndose en la proyección más elevada del presente estudio. Esta estimación se fundamenta en la existencia de 2.479 especies de plantas registradas para el PNNSCh (Rojas, 2020) y en la estrecha dependencia ecológica que mantienen numerosos grupos de hongos con las plantas hospedadoras (Hawksworth & Lücking, 2017).

Es crucial enfatizar que las estimaciones basadas en una relación planta–hongo de 1:6–1:10 son conservadoras. La evidencia en bosques tropicales hiperdiversos sugieren que estas proporciones pueden ser mucho mayores, alcanzando hasta 1:200, lo que implica que una sola especie de planta puede tener 200 especies de hongos asociados (Aptroot, 2001), incluso una sola hoja de una planta puede albergar entre 50 a 80 especies de hongos (Lücking & Matzer, 2001), además, se han reportado árboles tropicales que albergan más de 5.000 especies de hongos endófitos (Chaverri, 2017).

El modelo 2, basado en la relación especie–área y parametrizado a partir de datos empíricos de Estados Unidos (Gaya et al., 2022), generó una estimación conservadora de aproximadamente 1,510 especies de hongos para el PNNSCh (Tabla 1). Esta cifra, aunque notablemente inferior a la derivada del enfoque planta–hongo, resulta consistente con aproximaciones macroecológicas a gran escala y refleja el carácter restrictivo de este tipo de modelos cuando se aplican a regiones tropicales hiperdiversas, donde la heterogeneidad ambiental y la complejidad ecológica tienden a subestimar la riqueza real, el modelo especie–área produjo una estimación considerablemente menor (≈ 1.510 especies), mientras que el modelo de proporcionalidad biogeográfica arrojó valores intermedios, entre aproximadamente 6.270 y 14.440 especies, dependiendo del grupo biológico utilizado como referencia, este modelo se basa en patrones espaciales generales de acumulación de especies y constituye una aproximación ampliamente utilizada en biogeografía; sin embargo, cuando se aplica a bosques tropicales altamente heterogéneos puede producir estimaciones conservadoras, ya que los modelos clásicos no incorporan plenamente procesos como la agregación espacial de las especies, la limitación en la dispersión y la heterogeneidad ambiental, factores que incrementan la riqueza observada a múltiples escalas (Plotkin et al., 2000; Shen et al., 2009).

El modelo 3, fundamentado en un enfoque de proporcionalidad biogeográfica, estima la riqueza fúngica del PNNSCh a partir de la fracción que representa la biodiversidad colombiana respecto al total global. Utilizando como análogos grupos taxonómicos bien documentados, como plantas ($\approx 7,5\%$) y anfibios ($\approx 10\%$), se proyecta un rango de entre aproximadamente 6,270 y 14,440 especies de hongos para el área de estudio (Tabla 1). Este enfoque integra escalas globales y regionales, proporcionando una estimación intermedia que, si bien depende de supuestos comparativos, resulta útil para contextualizar la diversidad fúngica dentro de patrones biogeográficos ampliamente reconocidos.

En contraste, el modelo planta–hongo incorpora de manera explícita las interacciones ecológicas entre ambos grupos, lo que resulta particularmente pertinente en bosques húmedos tropicales donde gran parte de la diversidad fúngica depende directa o indirectamente de la vegetación (Blackwell, 2011; Hawksworth & Lücking, 2017; Hyde et al., 2024). Finalmente, el modelo biogeográfico representa una aproximación intermedia al extrapolar patrones nacionales y globales hacia el área de estudio (Hawksworth & Lücking, 2017; Gaya et al., 2022; Hyde et al., 2024).

En conjunto, las estimaciones derivadas de los distintos modelos predictivos evidencian la extraordinaria magnitud de la diversidad fúngica potencial en el PNNSCh, sugiriendo un elevado potencial de diversidad micológica. No obstante, esta riqueza contrasta de manera drástica con el conocimiento taxonómico actual,

limitado a tan solo cuatro especies registradas, lo que representa aproximadamente entre el 0,016% y el 0,027 % de la diversidad estimada dependiendo del modelo considerado. Esta brecha pone de manifiesto un sesgo significativo de submuestreo y resalta la urgente necesidad de intensificar los esfuerzos de exploración micológica, inventarios sistemáticos y estudios integrativos que permitan revelar la verdadera dimensión de la funga en este ecosistema estratégico.

Tabla 1.

Estimaciones macroecológicas de la diversidad fúngica total para Colombia y específicas para el PNNSCh.

Predicción en Colombia (Gaya et al., 2022)	Predicción PNNSCh	Método	Referencia
156,900 -261,500	≈ 14.874 - 24.790	Relación hongos: plantas entre 6:1 y 10:1	Hawksworth & Lücking (2017)
39,850	≈ 1,510	Relación entre especies y logL (área) usando a EE.UU. como referencia	Gaya et al. (2022)
165,000 -285,000	≈ 6,270 - 10,830	Proporción colombiana de la riqueza estimada global, usando plantas conocidas como referencia (7.5%) y 2.2-3.8 millones de especies de hongos estimadas globalmente (Hawksworth & Lücking, 2017)	Gaya et al. (2022)
220,000 -380,000	≈ 8,360 - 14,440	Proporción colombiana de la riqueza estimada global, usando anfibios conocidos como referencia (10.0%) y 2.2-3.8 millones de especies de hongos estimadas globalmente	Hawksworth & Lücking (2017); Gaya et al. (2022)

La base de esta riqueza fúngica potencial reside en la extraordinaria diversidad de plantas hospederas presentes en el PNNSCh, muchas de las cuales establecen asociaciones micorrícicas obligadas o facultativas. Nuestra compilación registra 118 familias, distribuidas en 46 órdenes y un total de 2.128 especies de plantas con potencial de establecer asociaciones micorrizógenas (Tabla 2). Esta diversidad constituye una base potencialmente amplia para el establecimiento de comunidades fúngicas asociadas a las raíces y para la conformación de redes subterráneas de interacción planta-hongo. Las asociaciones representan una de las interacciones simbióticas más extendidas entre plantas terrestres y hongos, y desempeñan funciones fundamentales en la adquisición de nutrientes, el crecimiento vegetal y el funcionamiento de los ecosistemas (Brundrett & Tedersoo, 2018; Smith & Read, 2008; Van Der Heijden et al., 2015).

La composición de hospederos está dominada numéricamente por familias predominantemente asociadas con micorizas arbusculares (MA), entre las que destacan Fabaceae (195 especies), Rubiaceae (179), Melastomataceae (175), Annonaceae (66), Lauraceae (65), Sapotaceae (63), Apocynaceae (61) y Orchidaceae (61) (Tabla 2). Este predominio de asociaciones MA es consistente con el patrón general observado a escala global, donde aproximadamente el 72 % de las especies de plantas presentan asociaciones MA, mientras que cerca del 2% desarrollan asociaciones EcM, 1,5 % asociaciones ErM y alrededor del 10 % asociaciones MO (Brundrett & Tedersoo, 2018). Las asociaciones MA son particularmente importantes en los ecosistemas tropicales, donde la mayoría de las especies vegetales establece este tipo de simbiosis y donde los hongos MA contribuyen a la adquisición de fósforo y otros nutrientes relativamente inmóviles en el suelo (Cardoso & Kuyper, 2006; Smith & Read, 2008; Wang & Qiu, 2006).

Uno de los resultados más relevantes de la compilación es la presencia de familias cuyos representantes pueden establecer más de un tipo de asociación micorrizógena, lo que refleja una importante diversidad funcional de las estrategias de interacción planta-hongo. Entre estas se encuentran Apiaceae, Aquifoliaceae, Asteraceae, Campanulaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Gnetaceae, Malvaceae, Myrtaceae, Nyctaginaceae, Polygonaceae, Rosaceae y Salicaceae (Tabla 2). En estas familias se registran combinaciones de asociaciones MA y EcM y, en determinados linajes, otras formas especializadas de micorriza, incluidas asociaciones ectomicorrícicas (EEM) (Brundrett, 2009; Brundrett & Tedersoo, 2018; Wang & Qiu, 2006). La coexistencia de diferentes estrategias micorrizógenas dentro de una misma familia no implica que todas las especies presenten simultáneamente los

misimos tipos de asociación, sino que evidencia la diversidad de trayectorias evolutivas y estrategias funcionales que han surgido en las interacciones entre plantas y hongos (Brundrett & Tedersoo, 2018; Soudzilovskaia et al., 2020).

La presencia de hospederos con capacidad de establecer asociaciones EcM resulta particularmente relevante para comprender el potencial micológico del PNNSCh. Entre las familias con una señal EcM más evidente destacan Gnetaceae, Salicaceae, Myrtaceae, Nyctaginaceae, Erythroxylaceae, Polygonaceae y Fabaceae, aunque con diferentes proporciones de especies y combinaciones de estrategias micorrizógenas (Tabla 2). Gnetaceae, por ejemplo, presenta en la compilación una proporción de 67 % de asociaciones EcM y 33 % de MA+EcM, mientras que Salicaceae presenta 49 % de EcM, 34 % MA+EcM y 2 % de EcM+EEM. Estos patrones son particularmente relevantes considerando que las asociaciones EcM, aunque menos frecuentes que las MA a escala global, están ampliamente distribuidas en los ecosistemas tropicales y muestran una elevada diversidad de plantas hospederas y hongos asociados (Corrales et al., 2018; Tedersoo et al., 2020).

En el contexto neotropical, las familias Nyctaginaceae, Polygonaceae y Fabaceae constituyen algunos de los grupos con mayor representación entre las plantas EcM confirmadas, mientras que Gnetaceae también presenta especies con asociaciones EcM (Corrales et al., 2018). En particular, Corrales et al. (2018) señalan que las asociaciones EcM tropicales presentan una fuerte variación regional en la identidad y abundancia de sus hospederos, y que las comunidades EcM pueden adquirir especial relevancia en ambientes con baja disponibilidad de nutrientes. Asimismo, la evidencia disponible indica que la diversidad de plantas y hongos EcM tropicales probablemente se encuentra subestimada debido a la limitada información disponible para numerosos linajes y regiones (Corrales et al., 2018). En este sentido, la composición de hospederos identificada en el PNNSCh constituye un escenario particularmente relevante para futuras investigaciones sobre la diversidad EcM amazónica.

En la Amazonia, diversos estudios han documentado comunidades EcM asociadas con árboles de Fabaceae, especialmente de linajes de Caesalpinioideae, así como con representantes de Nyctaginaceae y Polygonaceae. Estas asociaciones adquieren especial importancia en bosques de arena blanca y otros ambientes oligotróficos, donde las condiciones edáficas pueden favorecer estrategias simbióticas que incrementan la eficiencia en la adquisición de nutrientes (Corrales et al., 2018; Henkel et al., 2012; Vasco-Palacios et al., 2018). La presencia de estos grupos de plantas en el PNNSCh, por tanto, plantea la posibilidad de que existan comunidades de hongos EcM poco explorados en sus diferentes formaciones vegetales. Esta hipótesis resulta consistente con la evidencia de que las asociaciones EcM tropicales pueden presentar una marcada diferenciación asociada con gradientes de fertilidad del suelo y que los hongos EcM pueden ser particularmente abundantes y diversos en ambientes con baja disponibilidad de nutrientes (Corrales et al., 2018).

La coexistencia de múltiples estrategias micorrizógenas también puede favorecer el establecimiento de complejas redes subterráneas de interacción entre plantas y hongos, con implicaciones para la adquisición de nutrientes, el crecimiento y establecimiento de las plantas, la tolerancia frente al estrés ambiental y la dinámica de las comunidades vegetales (Cardoso & Kuyper, 2006; Smith & Read, 2008; Van Der Heijden & Horton, 2009). Las redes micorrícicas pueden conectar individuos de una misma especie o de diferentes especies vegetales mediante estructuras hifales, facilitando potencialmente el movimiento de nutrientes y otros recursos dentro de la comunidad (Simard, 2018; Van Der Heijden & Horton, 2009). Asimismo, las asociaciones micorrizógenas pueden modificar las interacciones entre plantas, influir en el establecimiento de plántulas y contribuir a procesos relacionados con la resistencia al estrés y la dinámica de las comunidades vegetales (Van Der Heijden & Horton 2009; Van Der Heijden et al., 2015). En los ecosistemas tropicales, donde la baja disponibilidad de fósforo, la acidez y otras restricciones edáficas pueden limitar la productividad vegetal, estas asociaciones adquieren especial relevancia funcional (Cardoso & Kuyper, 2006).

A pesar de este elevado potencial, la compilación evidencia importantes vacíos de información taxonómica y ecológica. Algunas familias incluidas en la base no presentan especies determinadas a nivel específico, entre ellas Adiantaceae, Aizoaceae, Aneuraceae, Juncaceae, Scrophulariaceae y Theaceae (Tabla 2). Estos registros deben

interpretarse como familias para las cuales no se dispone de especies determinadas hasta nivel específico dentro de la información analizada, y no necesariamente como evidencia de su ausencia en el PNNSCh. Esta distinción es fundamental, ya que la ausencia de registros taxonómicamente resueltos puede reflejar limitaciones en el muestreo, identificación y documentación de la flora, particularmente en regiones megadiversas y de difícil acceso como el PNNSCh.

En consecuencia, la falta de resolución taxonómica representa un vacío de información importante para estimar la diversidad potencial de las asociaciones micorrizógenas y, particularmente, de los hongos asociados a las plantas del PNNSCh. La identificación incompleta de los hospederos limita la posibilidad de establecer relaciones precisas entre especies vegetales y tipos de micorriza y, por tanto, de inferir la composición potencial de las comunidades fúngicas. Esta limitación adquiere mayor importancia considerando que la diversidad de asociaciones EcM en los trópicos continúa siendo subestimada y que persisten importantes vacíos geográficos y taxonómicos en el conocimiento de sus plantas hospederas y hongos asociados (Corrales et al., 2018). Por tanto, resulta prioritario fortalecer los inventarios florísticos y micológicos, incrementar la resolución taxonómica mediante aproximaciones morfológicas y moleculares y desarrollar estudios específicos de las interacciones planta-hongo. Estos esfuerzos permitirían avanzar desde una estimación basada en el potencial micorrizógeno de la flora hacia una caracterización directa de la diversidad, estructura y función de las comunidades micorrizógenas presentes en el PNNSCh.

Tabla 2.

Posibles familias de plantas micorrizógenas en el PNNSCh, y el tipo principal de asociación micorrízica, MA: Micorriza Arbuscular; EEM: Ectendomycorizas; EcM: Ectomicorriza; ErM: Micorriza Ericoide; MO: Micorriza Orquidoide; MN: Micorriza no definida.

Orden	Familia	Número de Especies en Chiribiquete	Tipo de Micorriza
Lamiales	Acanthaceae	16	MA
Polypodiales	Adiantaceae	0	MA
Caryophyllales	Aizoaceae	0	MA
Alismatales	Alismataceae	1	MA
Caryophyllales	Amaranthaceae	2	MA
Sapindales	Anacardiaceae	6	MA
Metzgeriales	Aneuraceae	0	MO, Micoheterotrofia
Magnoliales	Annonaceae	66	MA
Apiales	Apiaceae	1	EcM, MA
Gentianales	Apocynaceae	61	MA
Aquifoliales	Aquifoliaceae	8	EcM, MA
Alismatales	Araceae	55	MA
Apiales	Araliaceae	4	MA
Arecales	Arecaceae	54	MA
Piperales	Aristolochiaceae	2	MA + MN
Polypodiales	Aspleniaceae	7	MA + MN
Asterales	Asteraceae	12	MA + EcM
Cucurbitales	Begoniaceae	1	MA
Lamiales	Bignoniaceae	26	MA
Malvales	Bixaceae	2	MA
Polypodiales	Blechnaceae	4	MA
Poales	Bromeliaceae	41	MA
Dioscoreales	Burmanniaceae	6	Micoheterotrofia vía MA
Sapindales	Burseraceae	47	MA
Caryophyllales	Cactaceae	4	MA
Asterales	Campanulaceae	3	95% MA, 5% MA+EcM
Rosales	Cannabaceae	1	MA
Caryophyllales	Caryophyllaceae	1	95% MA, 5% MA +EcM
Celastrales	Celastraceae	15	MA

Malpighiales	Chrysobalanaceae	57	MA
Malpighiales	Clusiaceae	45	MA
Myrtales	Combretaceae	13	MA
Commelinales	Commelinaceae	2	MA
Solanales	Convolvulaceae	4	MA
Zingiberales	Costaceae	7	MA
Cucurbitales	Cucurbitaceae	4	MA
Oxalidales	Cunoniaceae	1	MA
Cyatheaales	Cyatheaceae	12	MA
Poales	Cyperaceae	31	99.3% MA, 0.7% MA+EcM
Polypodiales	Dennstaedtiaceae	2	MA
Cyatheaales	Dicksoniaceae	1	MA
Dilleniales	Dilleniaceae	8	MA
Dioscoreales	Dioscoreaceae	1	MA
Caryophyllales	Droseraceae	3	MA
Polypodiales	Dryopteridaceae	10	96% MA, 4% MA+EcM
Ericales	Ebenaceae	2	MA
Oxalidales	Elaeocarpaceae	8	MA
Ericales	Ericaceae	6	74% ErM, 8% MA+ErM, 5% EEM, 4% EcM
Malpighiales	Erythroxylaceae	3	EcM
Malpighiales	Euphorbiaceae	46	92% MA, 5% EcM, 3% MA+EcM
Fabales	Fabaceae	195	86% MA, 7% EcM, 7% MA+EcM, 0.3% MA+EcM+EEM
Gentianales	Gentianaceae	15	53% MA, 47% Micoheterotrofia
Lamiales	Gesneriaceae	19	MA
Gleicheniales	Gleicheniaceae	1	MA
Gnetales	Gnetaceae	4	67% EcM, 33% MA+EcM
Zingiberales	Heliconiaceae	11	MA
Malpighiales	Humiriaceae	12	MA
Hymenophyllales	Hymenophyllaceae	17	50% MA
Malpighiales	Hypericaceae	8	MA
Icacinales	Icacinaceae	5	MA
Poales	Juncaceae	0	MA
Lamiales	Lamiaceae	13	MA
Laurales	Lauraceae	65	MA
Ericales	Lecythidaceae	26	MA
Jungermanniales	Lepidoziaceae	1	MN
Gentianales	Loganiaceae	14	MA
Myrtales	Lythraceae	7	MA
Malvales	Malvaceae	37	93% MA, 5% EcM, 2% MA+EcM
Marattiales	Marattiaceae	1	MA
Myrtales	Melastomataceae	175	75% MA, 25% MA+EcM
Sapindales	Meliaceae	16	MA
Ranunculales	Menispermaceae	7	MA
Rosales	Moraceae	44	MA
Magnoliales	Myristicaceae	27	MA
Myrtales	Myrtaceae	35	53% MA, 29% EcM, 17% MA+EcM
Caryophyllales	Nyctaginaceae	8	50% MA, 50% EcM
Malpighiales	Ochnaceae	20	MA
Santalales	Olacaceae	3	MA
Myrtales	Onagraceae	4	MA
Asparagales	Orchidaceae	61	82% ORM, 4% MA, 8% ORM+EcM, 6% micoheterotrofismo vía EcM
Oxalidales	Oxalidaceae	1	MA
Malpighiales	Peraceae	51	MA
Caryophyllales	Phytolaccaceae	1	MA

Piperales	Piperaceae	48	MA
Lamiales	Plantaginaceae	1	MA
Poales	Poaceae	32	99.6% MA, 0.4% MA+ECM
Pinales	Podocarpaceae	2	MA
Fabales	Polygalaceae	8	67% MA, 17% MA+ECM
Caryophyllales	Polygonaceae	7	80% MA, 10% ECM, 10% MA+ECM
Polypodiales	Polypodiaceae	18	MA
Ericales	Primulaceae	7	MA
Proteales	Proteaceae	4	MA
Rosales	Rhamnaceae	1	94% MA, 6% MA+ECM
Malpighiales	Rhizophoraceae	4	MA
Rosales	Rosaceae	2	84% MA, 3% ECM, 13% MA+ECM
Gentianales	Rubiaceae	179	98% MA, 2% MA+ECM
Sapindales	Rutaceae	8	MA
Malpighiales	Salicaceae	12	15% MA, 49% ECM, 34% MA+ECM, 2% ECM+EEM
Santalales	Santalaceae	7	MA
Sapindales	Sapindaceae	19	84% MA, 16% MA+ECM
Ericales	Sapotaceae	63	MA
Schizaeales	Schizaeaceae	2	MA
Lamiales	Scrophulariaceae	0	MA
Selaginellales	Selaginellaceae	12	MA
Sapindales	Simaroubaceae	4	MA
Liliales	Smilacaceae	6	MA
Solanales	Solanaceae	6	MA
Ericales	Styracaceae	3	MA
Ericales	Theaceae	0	MA
Polypodiales	Thelypteridaceae	2	MA
Malvales	Thymelaeaceae	2	MA
Malpighiales	Turneraceae	2	MA
Rosales	Urticaceae	24	MA
Lamiales	Verbenaceae	2	MA
Malpighiales	Violaceae	16	MA
Vitales	Vitaceae	2	MA
Cycadales	Zamiaceae	2	MA
Zingiberales	Zingiberaceae	5	MA

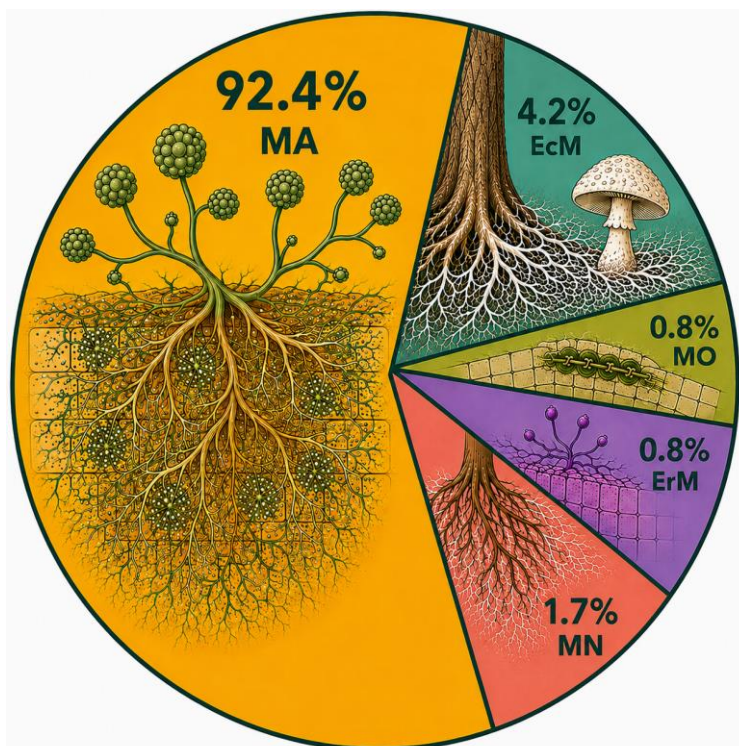


Figura 2. Composición porcentual de los principales tipos de asociaciones micorrícicas predominantes en las familias de plantas registradas en el PNNSCh. Cada familia fue asignada a un único tipo de micorriza según la asociación predominante reportada para sus especies (n = 118 familias). Las categorías corresponden a micorrizas arbusculares (MA), ectomicorrizas (EcM), micorrizas ericoides (ErM), micorrizas orquidoides (MO) y micorrizas no definidas (MN).

Finalmente, la singularidad fisiográfica del PNNSCh, con sus sistemas de tepuyes que albergan microhábitats aislados y altos niveles de endemismo vegetal (Berry et al., 1995), sugiere la existencia de una funga igualmente única y no descrita. Este panorama convierte al PNNSCh en un sitio de alta prioridad para la exploración micológica sistemática, ya que cada expedición tiene alta probabilidad de descubrir especies nuevas para la ciencia y de elucidar complejas redes de interacciones fúngicas en ecosistemas amazónicos, como por ejemplo las múltiples relaciones ecológicas de los hongos con los insectos y los anuros, siendo indispensables para el equilibrio ecosistémico (Ballesteros-Aguirre et al., 2025; Marroquín Franco et al., 2025).

Conclusiones

El presente estudio constituye la primera aproximación integral para estimar la riqueza fúngica potencial del PNNSCh a partir de la diversidad de plantas y de la síntesis del conocimiento disponible sobre asociaciones micorrizógenas. Los resultados evidencian que la diversidad de hongos del parque ha sido ampliamente subestimada, lo que pone de manifiesto un vacío de conocimiento sobre uno de los componentes más diversos y funcionalmente relevantes de los ecosistemas amazónicos.

La recopilación de 118 familias de plantas con potencial para establecer asociaciones micorrizógenas, incluye numerosas familias capaces de desarrollar más de un tipo de simbiosis y sugiere la existencia de extensas redes de interacción planta-hongo que probablemente desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos, la productividad y la resiliencia de los ecosistemas en el PNNSCh. Estos resultados son consistentes con los patrones descritos para otras regiones y refuerzan la importancia de incorporar la funga como un componente esencial en los estudios de biodiversidad y funcionamiento ecosistémico.

Si bien las estimaciones obtenidas mediante los enfoques de relación planta–hongo, especie–área y proporcionalidad biogeográfica presentan distintos niveles de incertidumbre, la coincidencia entre los tres modelos al evidenciar una riqueza potencial considerablemente superior a los registros actualmente disponibles respalda la utilidad de las aproximaciones indirectas como herramientas para establecer líneas base de conocimiento en regiones donde los inventarios micológicos aún son insuficientes. En este sentido, las estimaciones aquí presentadas deben interpretarse como escenarios conservadores que podrán refinarse conforme se desarrollen inventarios de campo, estudios taxonómicos y análisis moleculares.

Finalmente, este trabajo proporciona una base científica para orientar futuras estrategias de exploración biológica, monitoreo e investigación micológica en el PNNSCh. Se recomienda priorizar inventarios sistemáticos que integren recolectas estacionales, caracterización morfológica y herramientas de secuenciación molecular, así como ampliar el estudio de los diferentes grupos funcionales de hongos, incluyendo micorrizógenos, saprobios, endófitos, patógenos y liquenizados. La incorporación de la diversidad fúngica en los programas de monitoreo y en las estrategias de conservación del PNNSCh permitirá avanzar hacia una visión más integral de la biodiversidad amazónica y fortalecerá la gestión de una de las áreas protegidas más importantes del Neotrópico.

Agradecimientos:

A la bióloga y micóloga Dra. Virginia Ramírez Cruz por revisarnos el manuscrito y brindarnos valiosas sugerencias, a los integrantes del Semillero de Investigación y Creación La Funga Colectiva por su constante apoyo y motivación, en especial a la bióloga y micóloga Manuela Zuluaga-Moreno por la ayuda en la sistematización y tratamiento de los datos.

Referentes Bibliográficos

- Antonelli, A., Fry, C., Smith, R. J., Eden, J., Govaerts, R. H. A., Kersey, P., Nic Lughadha, E., Onstein, R. E., Simmonds, M. S. J., Zizka, A., Ackerman, J. D., Adams, V. M., Ainsworth, A. M., Albouy, C., Allen, A. P., Allen, S. P., Allio, R., Auld, T. D., Bachman, S. P., ... Zuntini, A. R. (2023). *State of the world's plants and fungi, 2023: Tackling the nature emergency: Evidence, gaps and priorities*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Aptroot, A. (2001). Lichenized and saprobic fungal biodiversity of a single *Elaeocarpus* tree in Papua New Guinea, with the report of 200 species of ascomycetes associated with one tree. *Fungal Diversity*, 6, 1–11. https://www.fungaldiversity.org/fdp/sfdp/FD_6_1-11.pdf
- Baldrian, P., Větrovský, T., Lepinay, C., & Kohout, P. (2022). High-throughput sequencing view on the magnitude of global fungal diversity. *Fungal Diversity*, 114(1), 539–547. <https://doi.org/10.1007/s13225-021-00472-y>
- Ballesteros-Aguirre, C. E., Sanjuan, T., Ramírez-Cruz, V., Villalobos-Arámbula, A. R., Vásquez-Bolaños, M., & Guzmán-Dávalos, L. (2025). Zombie-ant fungi from western Mexico: six new species in the *Ophiocordyceps unilateralis* complex (Hypocreales: Ascomycota) and a new host association with *Cephalotes* ants. *Persoonia-Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 55(1), 203–238. <https://doi.org/10.3114/persoonia.2025.55.06>
- Berry, P. E., Huber, O., & Holst, B. K. (1995). Floristic analysis and phytogeography. En P. E. Berry, B. K. Holst, & K. Yatskievych (Eds.), *Flora of the Venezuelan Guayana* (Vol. 1, pp. 161–191). Timber Press.
- Blackwell, M. (2011). The Fungi: 1, 2, 3... 5.1 million species? *American journal of botany*, 98(3), 426–438. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000298>
- Brundrett, M. C. (2009). Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant and soil*, 320(1), 37–77. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9877-9>
- Brundrett, M. C., & Tedersoo, L. (2018). Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytologist*, 220(4), 1108–1115. <https://doi.org/10.1111/nph.14976>
- Cárdenas, D., González, M. F., Marín, N., Sua, S., & Betancur, J. (2017). Plantas y Líquenes del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, Colombia. *Revista Colombiana Amazónica Nueva Época*, 10, 205–234. <https://sinchi.org.co/revista-colombia-amazonica-x>

- Cardoso, I. M., & Kuyper, T. W. (2006). Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(1–2), 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.011>
- Corrales, A., Henkel, T. W., & Smith, M. E. (2018). Ectomycorrhizal associations in the tropics—biogeography, diversity patterns and ecosystem roles. *New phytologist*, 220(4), 1076–1091. <https://doi.org/10.1111/nph.15151>
- Chaverri, P. (2017). Ecología y sistemática de hongos endófitos y sus implicaciones en la salud de ecosistemas tropicales. En *Libro de resúmenes del IX Congreso Latinoamericano de Micología* (p. 17).
- Gaya, E., Motato-Vásquez, V., & Lücking, R. (2022). Diversity of fungi of Colombia. En R. F. de Almeida, R. Lücking, A. M. Vasco-Palacios, E. Gaya, & M. Diazgranados (Eds.), *Catalogue of fungi of Colombia* (pp. 45–57). Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew.
- Hawksworth, D. L., & Lücking, R. (2017). Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *Microbiology Spectrum*, 5(4), 1–17. <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016>
- Henkel, T. W., Aime, M. C., Chin, M. M. L., Miller, S. L., Vilgalys, R., & Smith, M. E. (2012). Ectomycorrhizal fungal sporocarp diversity and discovery of new taxa in Dicumbe monodominant forests of the Guiana Shield. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2195–2220. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0166-1>
- Hyde, K. D., Saleh, A., Aumentado, H. D. R., Boekhout, T., Bera, I., Khyaju, S., Bhunjun, C. S., Chethana, K. W. T., Phukhamsakda, C., Doilom, M., Thiyagaraja, V., Mortimer, P. E., Maharachchikumbura, S. S. N., Hongsanan, S., Jayawardena, R. S., Dong, W., Jeewon, R., Al-Otibi, F. O., Wijesinghe, S. N., & Wanasinghe, D. N. (2024). Fungal numbers: Global needs for a realistic assessment. *Fungal Diversity*, 128(1), 191–225. <https://doi.org/10.1007/s13225-024-00545-8>
- IndexFungorum (2025). *Published on the Internet*. The Royal Botanic Gardens, Kew. <https://www.indexfungorum.org>
- Lücking, R., & Matzer, M. (2001). High foliicolous lichen alpha-diversity on individual leaves in Costa Rica and Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation*, 10, 2139–2152. <https://doi.org/10.1023/A:1013184623641>
- Marroquín Franco, R. (2024). Interpretaciones etnomicológicas en el arte rupestre del Parque Nacional Natural del Chiribiquete, Colombia: evidencias de la misteriosa danza relacionada con hongos enteogénos posiblemente más antigua de la historia. *Ethnoscintia-Brazilian Journal of Ethnobiology and Ethnoecology*, 9(1), 1–11. <http://dx.doi.org/10.18542/ethnoscintia.v9i1.15176>
- Marroquín Franco, R., Herrera-Ríos, J., & Pérez García, W. J. (2025). Aproximación a la microbiota dérmica del grupo *Craugastor fitzingeri* (Craugastoridae, Anura), a lo largo de un gradiente ambiental en Bahía Málaga, Buenaventura, Colombia. *Hechos Microbiológicos*, 16(1), 15–24. <https://doi.org/10.17533/udea.hm.v16n1a02>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete*. <https://www.parquesnacionales.gov.co/wp-content/uploads/2020/10/plan-de-manejo-pnn-chiribiquete-2018-2022.pdf>
- Moreno, L. A., Rueda, C., & Andrade, G. I. (Eds.). (2018). *Biodiversidad 2017: Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mueller, G. M., Schmit, J. P., Leacock, P. R., Buyck, B., Cifuentes, J., Desjardin, D. E., Halling, R. E., Hjortstam, K., Iturriaga, T., Larsson, K.-H., Lodge, D. J., May, T. W., Minter, D., Rajchenberg, M., Redhead, S. A., Ryvarden, L., Trappe, J. M., Watling, R., & Wu, Q. (2007). Global diversity and distribution of macrofungi. *Biodiversity and Conservation*, 16(1), 37–48. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9108-8>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://www.nature.com/articles/35002501>
- Plotkin, J. B., Potts, M. D., Leslie, N., Manokaran, N., Lafrankie, J., & Ashton, P. S. (2000). Species-area curves, spatial aggregation, and habitat specialization in tropical forests. *Journal of Theoretical Biology*, 207(1), 81–99. <https://doi.org/10.1006/jtbi.2000.2158>
- Rangel-Ch, J. O. (2015). La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(151), 176–200. <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.136>

- Rojas, V. (2020). *Lista de especímenes de fauna, flora y hongos del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete* (Versión 1.0) [Conjunto de datos]. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://doi.org/10.15472/djlrfr>
- Shen, G., Yu, M., Hu, X., Mi, X., Ren, H., Sun, I., & Ma, K. (2009). Species–area relationships explained by the joint effects of dispersal limitation and habitat heterogeneity. *Ecology*, 90, 3033–3041. <https://doi.org/10.1890/08-1646.1>
- SiB Colombia. (2025). *Amazonas: Biodiversidad en cifras*. Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia. <https://cifras.biodiversidad.co/amazonas>
- Simard, S. W. (2018). Mycorrhizal networks facilitate tree communication, learning, and memory. En F. Baluška, M. Gagliano, & G. Witzany (Eds.), *Memory and learning in plants* (pp. 191–213). Springer International Publishing.
- Smith, S. E., & Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal symbiosis* (3ª ed.). Academic Press.
- Soudzilovskaia, N. A., Vaessen, S., Barcelo, M., He, J., Rahimlou, S., Abarenkov, K., ... & Tedersoo, L. (2020). FungalRoot: global online database of plant mycorrhizal associations. *New phytologist*, 227(3), 955–966. <https://doi.org/10.1111/nph.16569>
- Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N. S., Wijesundera, R., Ruiz, L. V., Vasco-Palacios, A. M., Thu, P. Q., Suija, A., Smith, M. E., Sharp, C., Saluveer, E., Saitta, A., Rosas, M., Riit, T., Ratkowsky, D., Pritsch, K., Põldmaa, K., ... Abarenkov, K. (2014). Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346(6213), 1256688. <https://doi.org/10.1126/science.1256688>
- Tedersoo, L., Bahram, M., & Zobel, M. (2020). How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. *Science*, 367(6480), eaba1223. <https://doi.org/10.1126/science.aba1223>
- Van Der Heijden, M. G. A., Horton, T. R. (2009). Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology*, 97(6), 1139–1150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01570.x>
- Van Der Heijden, M. G., Martin, F. M., Selosse, M. A., & Sanders, I. R. (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New phytologist*, 205(4), 1406–1423. <https://doi.org/10.1111/nph.13288>
- Vasco-Palacios, A. M., Hernandez, J., Peñuela-Mora, M. C., Franco-Molano, A. E., & Boekhout, T. (2018). Ectomycorrhizal fungi diversity in a white sand forest in western Amazonia. *Fungal Ecology*, 31, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2017.10.003>
- Wang, B. Q. I. U., & Qiu, Y. L. (2006). Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza*, 16(5), 299–363. <https://doi.org/10.1007/s00572-005-0033-6>