



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE CHILE

Experiencia Profesional Dirigida (BIO2300), conducente al grado de Título de Biología,
mención en Recursos Naturales y Medio Ambiente

**Caracterización de comunidades de macrohongos en
bosques nativos siempreverdes y plantaciones de
restauración de la Reserva Vodudahue**

Alumna: Pascale Casanueva

Guía de práctica: Valentina Rojas

Lugar de práctica: Reserva de Vodudahue, Hualaihué, región de Los Lagos, Chile

Primer Semestre, 2026.

Resumen

La Reserva Vodudahue ha experimentado una historia de perturbación antrópica, asociada principalmente a la extracción de alerce (*Fitzroya cupressoides*) y cambios en el uso de suelo, lo que ha derivado en distintos estadios de recuperación ecológica. Se caracterizaron las comunidades de macrohongos en tres ecosistemas: bosque adulto siempreverde (BSN), bosque renoval siempreverde (BSC) y plantación en restauración (PLAH) y se evaluó su relación con variables estructurales del bosque mediante dos campañas de muestreo con transectos rectangulares (2 x 20 m). Se registraron 89 morfoespecies, se midieron variables estructurales (cobertura de dosel, profundidad de hojarasca y número de trozos de madera) y se asignaron grupos funcionales mediante FUNGuild. Se detectaron diferencias significativas en la riqueza entre ecosistemas (Kruskal-Wallis, $H = 7,54$; $p = 0,023$), con PLAH presentando una riqueza considerablemente menor que los bosques nativos, mientras que BSN y BSC no difirieron entre sí. La composición de comunidades fúngicas también difirió significativamente entre los tres ecosistemas (PERMANOVA, $R^2 = 0,33$; $p = 0,007$), con PLAH completamente aislado en la ordenación NMDS. La variable con mayor poder predictivo sobre la riqueza fue el número de trozos de madera muerta ($\rho = 0,82$; $p = 0,001$). Los hongos saprófitos constituyeron el grupo funcional dominante en los tres ecosistemas, mientras que los ectomicorrícicos estuvieron ausentes en PLAH. Estos resultados sugieren que la retención de madera muerta y la conservación del bosque nativo son estrategias prioritarias para favorecer la diversidad fúngica en las áreas en restauración.

Introducción

La reserva Vodudahue es un área que históricamente ha tenido una fuerte influencia antrópica principalmente debido a la extracción del Alerce (*Fitzroya cupressoides*), especie en peligro de extinción (IUCN, 2024) que fue explotada intensamente debido a las características de su madera (Veblen et al., 1976). Su tala no fue prohibida hasta 1976, año en que fue declarado Monumento Natural (Ministerio de Agricultura, 1976), lo que implicó décadas de explotación con consecuencias sobre la cobertura vegetal y el uso de suelo (Nazal et al., s.f). Dado que los árboles de gran diámetro como el alerce contribuyen desproporcionadamente a la diversidad fúngica del suelo (Truong et al., 2026), su extracción puede tener implicancias para las comunidades de hongos asociadas al bosque. A pesar de aquello, se han hecho esfuerzos para su reforestación: durante la segunda mitad de la década de 1990, Douglas Tompkins fundó la reserva Vodudahue desarrollando un vivero de especies de árboles nativos, y luego en 2014, Fundación Alerce 3000 adquirió el predio siguiendo el legado (Fundación Alerce 3000, 2024).

En este contexto de perturbación histórica y recuperación activa, los hongos surgen como organismos claves para el funcionamiento de los ecosistemas, aunque frecuentemente son ignorados en los planes de restauración (Truong et al., 2026). El reino fungi está conformado por organismos heterótrofos muy diversos pertenecientes a los filos Basidiomycota y Ascomycota, en particular, los macrohongos forman grandes cuerpos fructíferos sobre o bajo tierra (Kinge et al., 2020). Estos organismos cumplen roles fundamentales en los ecosistemas (Chen et al., 2018), transformando el ambiente a través de procesos claves como la descomposición y simbiosis (Lim & Shu, 2022). Los hongos saprófitos degradan la materia

orgánica disponible en el suelo, formando parte fundamental en los ciclos biogeoquímicos (Niego et al., 2023). Asimismo, las asociaciones ectomicorrícicas generan importantes beneficios en el ecosistema, mejorando la adquisición de nutrientes de los árboles, estabilizando el entorno físico del suelo y aumentando la resistencia de las plantas a los factores de estrés (Powell & Rillig, 2018; Charya & Garg, 2019). Su diversidad influye tanto en la diversidad vegetal como en la estabilidad y funcionamiento del ecosistema (Xu et al., 2025). Sin embargo, a pesar de su importancia, se estima que menos del 10% de las especies fúngicas han sido formalmente descritas, lo que refleja una brecha de conocimiento sobre este reino (Hawksworth & Lücking, 2017).

Los grupos funcionales de macrohongos que componen los ecosistemas, varían según el estado del bosque. Según Liu et al., (2025), los ecosistemas con mayor integridad ecológica, mayor diversidad vegetal y riqueza de materia orgánica en el suelo ofrecen una base ecológica favorable para el establecimiento de hongos ectomicorrícicos y saprófitos. Lo que sugiere que, la presencia, proporción y diversidad de estos grupos puede convertirse en un indicador útil para evaluar diferencias entre bosques nativos y áreas en restauración.

En este marco surge la pregunta: ¿Cómo varía la riqueza, diversidad y composición de las comunidades de macrohongos entre las distintas formaciones vegetacionales de la Reserva Vodudahue, y que relación existe entre estas comunidades, sus grupos funcionales y las variables estructurales? Caracterizar estas comunidades y relacionarlas con variables estructurales del bosque no solo permite generar información base para el monitoreo ecológico, sino también orientar las decisiones de conservación y restauración de la reserva.

Este estudio se alinea con los objetivos de la Fundación Alerce 3000 de generar investigación aplicada para la conservación y restauración del bosque templado lluvioso del sur de Chile.

Objetivos

Caracterizar las comunidades de macrohongos en distintas formaciones vegetacionales de la Reserva Vodudahue y evaluar su relación con variables estructurales del bosque, con el fin de generar información base para el monitoreo ecológico de la reserva.

1. Caracterizar la riqueza, diversidad y composición de las comunidades de macrohongos en bosques y plantaciones de restauración de la Reserva Vodudahue.
2. Relacionar la presencia y riqueza de macrohongos con variables estructurales del bosque.
3. Evaluar los grupos funcionales de macrohongos como indicadores ecológicos en los distintos ecosistemas estudiados.
4. A partir de la caracterización de las comunidades de macrohongos y funcionalidad fúngica observada, elaborar posibles recomendaciones para fortalecer procesos ecológicos en áreas en restauración.
5. Formar un registro fotográfico de los macrohongos registrados en la Reserva.
6. Apoyar las labores de operación, mantención y manejo de especies nativas en el vivero.

Antecedentes de la Empresa

Fundación Alerce 3000, es una organización sin fines de lucro que busca impulsar proyectos que unan conservación, ciencia y educación para el cuidado y restauración de bosques templados lluviosos del sur de Chile. Esto a través de prácticas silvícolas sustentables, investigación aplicada y formación de nuevas generaciones. Su visión consiste en ser un

referente a nivel nacional e internacional como impulsores de proyectos que promueven manejos sustentables del bosque nativo. Entre sus principales objetivos se encuentra el inventario biológico de la reserva, la producción de plantas nativas en vivero, trabajo junto a comunidades e instituciones para la conservación productiva y la generación de investigación que sea de utilidad para sus programas de conservación y restauración (Fundación Alerce 3000, 2024).

Esta Fundación cuenta con un equipo ejecutivo que se constituye como (**Figura 1**) y directamente se trabajó bajo la supervisión de Valentina Rojas.

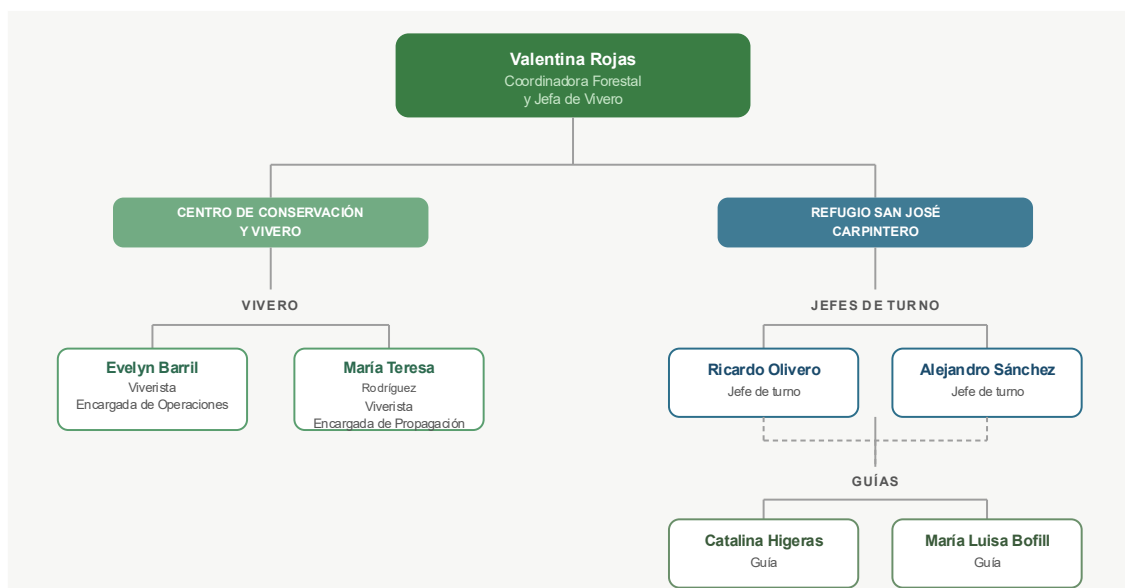


Figura 1. Organigrama de Fundación Alerce 3000.

Los objetivos establecidos en este informe se alinean directamente con los objetivos institucionales. Caracterizar la comunidad de macrohongos, relacionarla con variables estructurales del bosque y evaluar sus grupos funcionales, responden al objetivo de generar investigación que sea un aporte para la Reserva, además de contribuir con la línea base. La elaboración de una recomendación de manejo a partir de la caracterización de las comunidades de macrohongos y su funcionalidad fúngica, se alinean con la misión de traducir el conocimiento científico en decisiones concretas. Por último, el apoyo en labores de vivero estuvo orientada a la ejecución de los proyectos de restauración.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

La reserva Vodudahue se ubica en la desembocadura del río Vodudahue en el fiordo Comau, comuna de Hualaihué, provincia de Palena, Región de Los Lagos, aproximadamente entre la latitud 42°28'S – 42°30'S, y longitud 72°24'W – 72°18'W. El área total del predio es de 918,6 hectáreas (Anexo, Figura 1). La reserva forma parte del bosque templado lluvioso valdiviano, con una temperatura media anual de 11°C y precipitaciones que alcanzan aproximadamente los 6.055 mm anuales, concentrándose principalmente en otoño e invierno (WeatherAndClimate, s.f.).

Específicamente se eligieron tres sectores de muestreo dentro de la reserva Vodudahue, correspondientes a Placeta, Discovery y Pozo Lastre (**Figura 2**), cada uno representando un ecosistema diferente: renoval siempreverde (BSC), bosque adulto siempreverde (BSN), y plantación de restauración (PLAH) respectivamente.

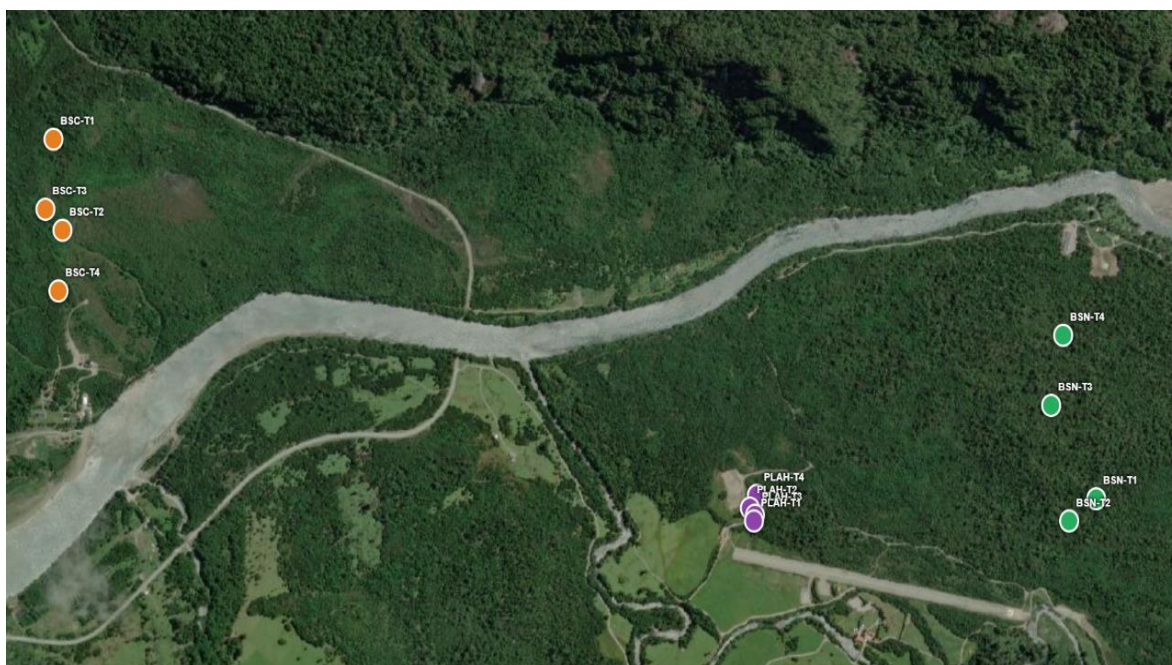


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo en la Reserva Vodudahue según ecosistema. Naranja (BSC): Placeta, Verde (BSN): Discovery, Morado (PLAH): Pozo Lastre. Proyección WGS84 UTM Zona 18S.

El sector Placeta se ubica hacia el oeste del río Vodudahue y corresponde a un bosque renoval mixto siempreverde en distintos estados de regeneración activa. En él dominan especies como *Nothofagus nitida* y *Drimys winteri*. Dentro del sector las formaciones de renoval se concentran a menor altura mientras que las formaciones adultas se desarrollan a mayor altura, debido a esto, los sitios de muestreo fueron establecidos en la fase renoval del gradiente sucesional. Su estructura de dosel es principalmente coetánea, lo que se atribuye a perturbaciones históricas que habrían dado origen a los procesos de regeneración actuales (Thiers et al., 2024).

Discovery se ubica en el sector este del río Vodudahue y representa el bosque adulto siempreverde de la reserva. Presenta una estructura multietánea irregular, con individuos de hasta 281 años, dominada por *Amomyrtus luma*, *Saxegothaea conspicua* y *Laureliopsis philippiana* (Thiers et al., 2024).

El Sector Pozo Lastre se ubica hacia el este del río Vodudahue y corresponde a un área de extracción de suelo utilizada para la construcción de caminos internos dentro de la reserva, actividad que fue autorizada por evaluación ambiental (SEA). En respuesta al plan de compensación, la Fundación Alerce 3000 estableció en el año 2017 un programa de restauración mediante la plantación de *Fitzroya cupressoides*, *Nothofagus dombeyi* y *Pilgerodendron uviferum*, al que se ha sumado el establecimiento natural de *Embothrium coccineum* (Thiers et al., 2024).

Diseño de Muestreo

Se realizaron dos campañas de muestreo, la primera entre el 20 de marzo al 2 de abril, y la segunda entre el 20 de abril al 5 de mayo. El diseño de ambas campañas responde a la alta variabilidad temporal en la detección de macrohongos, cuya fructificación depende fuertemente de condiciones de humedad y temperatura (Kewessa et al., 2022). Se trazaron un total de 12 transectos, cuatro por tipo de ecosistema, ubicados en los mismos puntos durante ambas campañas, de forma rectangular (2 m x 20 m) cubriendo un área total de 40 m² (Kewessa et al., 2022). Cada transecto fue emplazado dentro del área accesible a cada sector, determinada por la cercanía a senderos existentes y la seguridad en terreno, esto debido a que la densa estructura del bosque impedía el ingreso a zonas más alejadas.

Para cada macrohongo registrado se anotaron características ecológicas y morfológicas, además de un registro fotográfico lo más detallado posible con el fin de facilitar la identificación posterior. Las características registradas incluyeron: tipo de sustrato, especie hospedera, estado y posición del sustrato, tipo de fructificación, forma y color del píleo y estípite, tipo de láminas, sus dimensiones, olor, textura y otras características relevantes. Para cada morfoespecie se extrajo una muestra con cuidado de no dañarla, se depositó en bolsas de papel maché y se rotuló con el tipo de ecosistema, el transecto y el número de la morfoespecie (ej. BSN-T3-032).

Adicionalmente, se registraron variables estructurales con respecto a cada transecto: las coordenadas geográficas y altitud (m.s.n.m) mediante la aplicación *Gaia GPS* (Outside, INC., 2024); la cobertura del dosel con la aplicación *Canopy Cover* (Easlon, 2024), la

profundidad de la hojarasca utilizando una regla; el número de trozos de madera muerta; y el sustrato dominante del transecto, el cual podía ser suelo, tronco o mixto. Para el caso de BSN-T3, donde el sustrato era íntegramente madera en descomposición, se asignó el valor máximo registrado ($n=26$) dado que el conteo individual no fue posible. Con el fin de registrar las especies arbóreas presentes en el transecto se realizó una adaptación del método de los cuartos (Cottam & Curtis, 1956) estableciendo puntos de muestreo a los 0, 10 y 20 m de cada transecto. Desde cada punto se registraron especies vegetales presentes en un radio de 2 m en las cuatro direcciones cardinales (N,S,E,O), anotando el tipo de especie.

Identificación y procesamiento

Se elaboró una carpeta de los registros fotográficos donde cada imagen fue etiquetada con el código de morfoespecie correspondiente. Para completar la identificación, se aplicó la técnica de la esporada (Furci, 2013), que consistió en cortar el píleo y colocarlo con las láminas hacia abajo sobre papel en blanco, cubriéndolo con una taza durante 48 horas para obtener la impresión del color de las esporas. Adicionalmente, se consultó material bibliográfico y guías de identificación especializadas, lo que permitió identificar algunos macrohongos a nivel de especies y otros solo a nivel de clase o género (véase en Anexo, enlace 1, para la lista completa de morfoespecies). Una vez identificados, fueron asignados a grupos funcionales mediante la base de datos FUNGuild (Nguyen et al., 2016). Aquellas morfoespecies cuyo nivel de identificación no permitió una asignación funcional confiable, o para las cuales no existía información disponible en la base de datos, no fueron asignadas a ningún grupo funcional.

Análisis de datos

Los datos fueron digitalizados en una planilla Microsoft Excel y procesados en RStudio (versión 4.3.1) para los análisis estadísticos. Para caracterizar y comparar la riqueza de morfoespecies entre los distintos ecosistemas se utilizó la prueba Kruskal-Wallis. La relación entre riqueza fúngica y las variables estructurales del bosque (cobertura dosel, trozos de madera muerta y profundidad hojarasca) se calcularon mediante correlaciones de Spearman por transecto. La composición de comunidades fúngicas se evaluó mediante ordenación NMDS y PERMANOVA (Kewessa et al., 2022 & Brown et al., 2006), con índice de Jaccard, usando el paquete vegan. Siguiendo el enfoque de Kewessa et al. (2022), las variables estructurales se proyectaron sobre la ordenación NMDS mediante la función envfit, con el objetivo de identificar cuáles determinan la composición fúngica.

Resultados

Riqueza Fúngica

En total se registraron 89 morfoespecies únicas entre las dos campañas de muestreo, de las cuales 59 se identificaron a nivel de género o especie. El ecosistema con mayor riqueza fue el bosque renoval siempreverde (BSC), con un promedio de $17 \pm 9,59$ morfoespecies por transecto y un total de 68 morfoespecies registradas, seguido por el bosque adulto siempreverde (BSN) con $15 \pm 5,29$ morfoespecies por transecto y un total de 60 morfoespecies registradas. La plantación en restauración (PLAH) presentó una riqueza considerablemente menor, con 2 ± 2 morfoespecies por transecto (total = 8). Se realizó una prueba estadística no paramétrica Kruskal- Wallis y se detectaron diferencias significativas



en la riqueza entre ecosistemas ($H = 7,54$; $df = 2$; $p = 0,023$), con diferencias entre PLAH y ambas formaciones vegetacionales (BSN y BSC), pero no entre BSN y BSC (test post-hoc).

La **figura 3** muestra la distribución de riqueza por ecosistema.

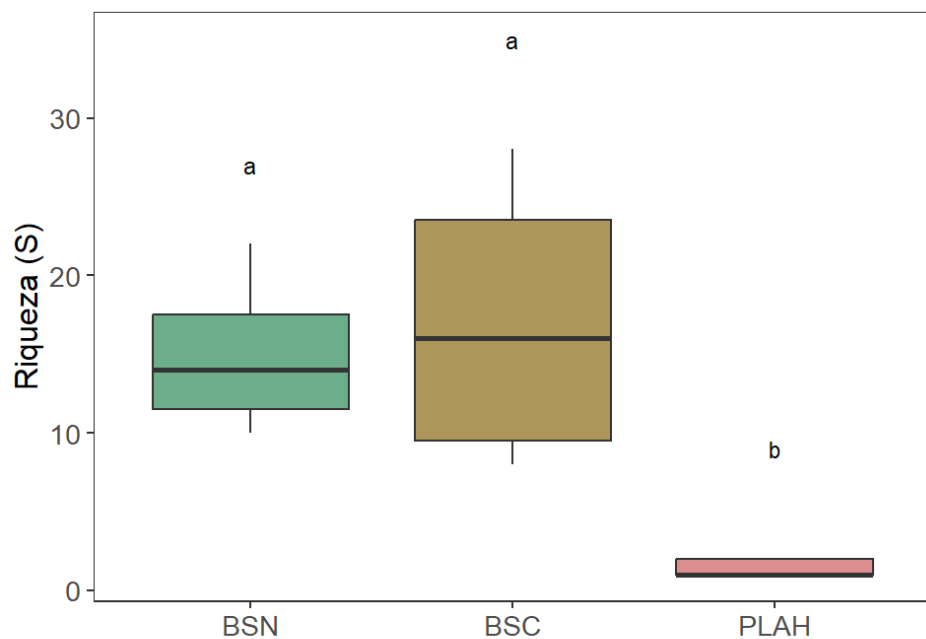


Figura 3. Riqueza de morfoespecies (S) por ecosistema registrada en las dos campañas de muestreo. La línea central indica la mediana, la caja el rango intercuartílico y los bigotes el rango de los datos. Letras distintas indican diferencias significativas entre ecosistemas (Kruskal-Wallis, $p = 0.023$).

Composición de comunidades fúngicas y variables estructurales

El análisis PERMANOVA indicó que las comunidades de macrohongos difieren significativamente en composición entre ecosistemas ($F_{2,6} = 1,45$; $R^2 = 0,33$; $p = 0,007$), explicando el 33% de la variación total. Se realizó un betadisper para confirmar que las diferencias observadas en el PERMANOVA reflejan una separación real y no solo un desorden interno de los datos. Al comparar la dispersión interna entre BSN y BSC, no se detectaron diferencias significativas ($F_{1,6} = 0,44$; $P = 0,532$), confirmando que las diferencias detectadas reflejan una separación real en la composición.

Para evaluar la composición fúngica entre ecosistemas se realizó una ordenación NMDS con índice de disimilaridad de Jaccard, incluyendo los transectos con al menos una morfoespecie registrada ($n = 9$). El análisis excluyó PLAH-T2, T3 y T4, por ausencia total de registros. El resultado ($\text{stress} = 0,12$) presentó una tendencia a la separación entre los transectos del bosque adulto siempreverde (BSN) y renoval siempreverde (BSC), con cierta superposición entre ambas formaciones vegetacionales, mientras que PLAH – T1 quedó completamente aislado del resto (**Figura 4**).

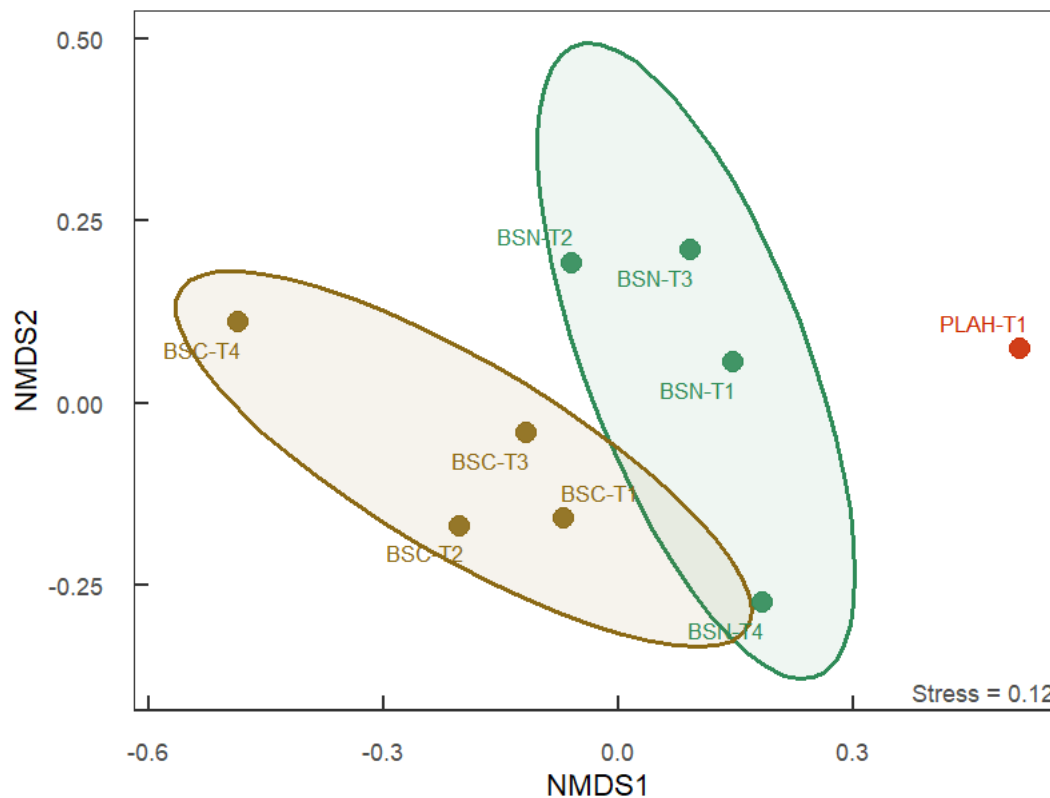


Figura 4. Ordenación NMDS basada en el índice de disimilaridad de Jaccard de las comunidades macrohongos por transecto ($n = 9$; stress = 0,12). Cada punto representa un transecto. Las elipses agrupan los transectos por ecosistema. Verde: BSN (bosque adulto siempreverde), Café: BSC (bosque renoval siempreverde), Rojo: PLAH (plantación de restauración).

Se realizó un análisis de ajuste ambiental (envfit) sobre la ordenación NMDS, proyectando como vectores la cobertura de dosel, profundidad de hojarasca y número de trozos de madera muerta (Kewessa et al., 2022), con el objetivo de identificar qué variables estructurales del bosque explican la composición de las comunidades fúngicas. Los resultados mostraron que ninguna variable alcanzó significancia estadística: cobertura de dosel ($r^2 = 0,49$; $P = 0,136$), profundidad de hojarasca ($r^2 = 0,06$; $P = 0,826$) y número de trozos de madera muerta ($r^2 = 0,03$; $P = 0,908$).

Grupos funcionales por ecosistema

Cada morfoespecie registrada fue asignada a uno de cuatro grupos funcionales: saprófitos (SAP), ectomicorrícicos (ECM), parásito (PAR) e indeterminado (IND) (Anexo, enlace 1). Para este análisis, se consideró cada morfoespecie una única vez por ecosistema, independiente de su frecuencia de registro a largo del muestreo, lo que resultó en 48, 41 y 5 morfoespecies únicas para BSN, BSC y PLAH, respectivamente. La distribución de morfoespecies por grupo funcional y ecosistema se presenta en la **Tabla 1**.

Ecosistema	ECM	SAP	PAR	IND
BSN	3	22	1	22
BSC	4	22	1	14
PLAH	0	1	0	4

Tabla 1. Número de morfoespecies asignadas a cada grupo funcional por ecosistema.

Los saprófitos constituyeron el grupo funcional más representado en los tres ecosistemas, con 22 morfoespecies tanto en BSN como en BSC. La plantación (PLAH) mostró un patrón completamente distinto; solo se registró una morfoespecie saprófita, y los ectomicorrícicos estuvieron completamente ausentes en los cuatro transectos, en contraste con BSN (3 morfoespecies ECM) y BSC (4 morfoespecies ECM). El análisis de Kruskal – Wallis no detectó diferencias significativas en la riqueza de ectomicorrizas entre ecosistemas ($H = 2,75$; $df = 2$; $p = 0,25$), lo que probablemente se deba al bajo número de transectos por ecosistema ($n = 4$) más que una ausencia real de efecto. Sin embargo, se observa un patrón claro, ningún transecto de PLAH registró ECM, mientras que estas estuvieron presentes en al menos la mitad de los transectos de BSN y BSC.

En específico, se identificaron seis morfoespecies ECM en total (**Tabla 2**),

Morfoespecie	BSN	BSC	PLAH
<i>Austropaxillus boletinoides</i>	—	●	—
<i>Cortinarius sp1</i>	●	—	—
<i>Cortinarius sp2</i>	—	●	—
<i>Cortinarius sp3</i>	●	●	—
<i>Cortinarius magellanicus</i>	—	●	—
<i>Cortinarius sp4</i>	●	—	—

Tabla 2. Morfoespecies ectomicorrícicas (ECM) registradas por ecosistema. ●: presencia; —: ausencia. BSN: bosque adulto siempreverde; BSC: bosque renoval siempreverde; PLAH: plantación en restauración.

Los resultados muestran que cinco de las seis morfoespecies de ectomicorizas registradas provienen del género *Cortinarius*. Solo la morfoespecie *Cortinarius sp 3*. es compartida entre BSN y BSC, lo que indica que, a pesar de que ambos ecosistemas se encuentran dentro de la misma Reserva, cada uno alberga comunidades ECM diferentes. Asimismo, en plantación no se registró ningún hongo ectomicorrícico.

Es importante mencionar que, una proporción importante de las morfoespecies quedó clasificada como indeterminada (IND), arrojando 46% en BSN y 34% en BSC. Esto refleja las limitaciones de identificación, debido a que se basó en observaciones macroscópicas y consulta a FUNGuild (Nguyen et al., 2016), sin confirmación microscópica ni molecular.

Correlación riqueza fúngica y variables estructurales

Para evaluar la relación entre la riqueza fúngica y las variables estructurales del bosque se realizó una correlación de Spearman. Los resultados muestran que la cobertura de dosel y la riqueza fúngica tienen una correlación significativa ($\rho = 0,64$; $n = 12$; $p = 0,024$), sin embargo, al realizar el análisis excluyendo PLAH y relacionando únicamente BSN y BSC, la cobertura de dosel perdió bastante su poder explicativo ($\rho = -0.205$; $n = 12$; $p = 0.627$), lo que sugiere que la correlación global estuvo influenciada por los valores extremos de las plantaciones, donde transectos con cobertura 0%, no se registraron hongos.

Se encontró una correlación positiva significativa entre la variable número de trozos de madera muerta y riqueza fúngica ($\rho = 0,82$; $n = 12$; $p = 0,001$), lo que significa que, a mayores trozos de madera muerta, mayor es la riqueza fúngica del ecosistema (**Figura 5**).

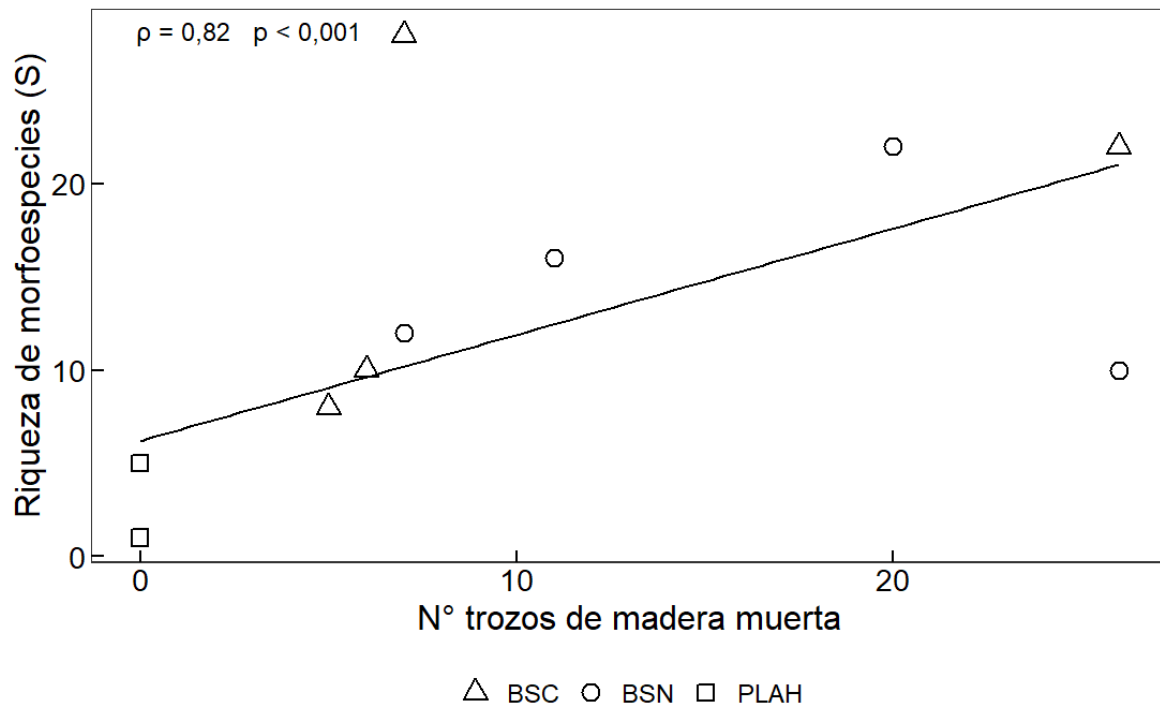


Figura 5. Relación entre el número de trozos de madera muerta y la riqueza de morfoespecies (S). Cada símbolo representa un transecto: triángulo (BSC), círculo (BSN) y cuadrado (PLAH). La línea representa la regresión lineal ajustada a todos los transectos ($\rho = 0,82$; $p < 0,001$; $n = 12$).

Cuando se realizó nuevamente el análisis excluyendo PLAH, la madera muerta se mantuvo como el predictor más consistente ($\rho = 0.709$, $p = 0.074$). Para la relación profundidad hojarasca y riqueza fúngica no se obtuvieron resultados significativos ($\rho = 0.53$, $n = 12$, $p = 0.077$), sin embargo, se mantuvo una correlación positiva.

Para el caso de la relación riqueza fúngica y especies vegetales presentes, se muestrearon un total de 144 puntos (4 puntos cada 0, 10 y 20 mts x cada transecto x cada ecosistema) y se registraron 28 especies vegetales distintas. Sin embargo, el análisis de composición vegetal no mostró correlaciones significativas con la riqueza fúngica ($\rho = 0.27 - 0.32$, $p > 0.3$). Asimismo, no se encontró una correlación significativa entre la riqueza de hongos ectomicorrícicos y la presencia de *Nothofagus spp.* en los puntos de muestreo ($\rho = 0.136$; $p = 0.675$). En realidad, a nivel de transecto, BSN-T3 y BSN-T4 concentraron la mayor riqueza de hongos ectomicorrícicos con dos y una morfoespecie respectivamente, pero sin registros de *Nothofagus spp.* en los puntos muestreados, mientras que BSN-T1 y BSN-T2 que no registraron ectomicorrizas, si presentaron especies del género *Nothofagus*.

Registro fotográfico

Se elaboró un registro fotográfico de las morfoespecies registradas en el muestreo de ambas campañas. Cada imagen fue etiquetada con el código de la morfoespecie correspondiente (ej. BSC-T1-002) mediante el sistema de metadatos de archivo, lo que permite vincular directamente cada fotografía con el registro de identificación asociado en la base de datos de Excel. El registro fotográfico se encuentra disponible en la siguiente carpeta compartida: [Vod_C1C2](#). En **Figura 6**, se observa un ejemplo del material fotográfico.



Figura 6. Ejemplo de registro fotográfico de macrohongo (*Armillaria sp.*) (C2-BSC-T3-060) registrada durante la segunda campaña de muestreo en BSC. A: estadio de madurez; B: detalle de las láminas; C: estadio de senescencia. D: ejemplar con mano como referencia de escala.

Nuevos hallazgos para línea base

Sandoval & Calle, (2022) realizaron una caracterización preliminar de macromicetos y mixomicetos presentes en la reserva Vodudahue, registrando 84 taxones de hongos a partir de 16 puntos de muestreo en dos campañas (mayo y noviembre de 2022) con identificación a nivel de especie en el 64,3% de los casos.

Durante el muestreo se registraron géneros no documentados en la línea base, lo que representa un aporte concreto al conocimiento de la diversidad fúngica de la reserva. Se identificaron dos morfoespecies del género *Entoloma* (*E. necopinatum* en BSC y *Entoloma* sp. en BSN), un *Pluteus* sp. en BSN y un posible nuevo género, *Clavulinopsis* sp., en BSN (Anexo, Figura 2). La confirmación taxonómica de estos individuos requiere análisis microscópico más detallado.

Discusión

Los resultados del análisis de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas en la riqueza de morfoespecies entre ecosistemas ($H = 7,54$; $p = 0,023$), con diferencias entre PLAH y ambas formaciones vegetacionales nativas, pero no entre BSN y BSC. Que ambos bosques nativos presenten una riqueza similar resulta ecológicamente coherente, ya que a pesar de encontrarse en distintos estados sucesionales, ambos corresponden a ecosistemas con estructura vegetal desarrollada, dosel cerrado y disponibilidad de madera muerta y hojarasca, condiciones esenciales para el establecimiento de comunidades fúngicas (Tomao et al., 2020; Kewessa et al., 2022). A pesar de aquello, se esperaba que BSN presentara mayor riqueza que BSC dado que históricamente ha tenido una menor perturbación antrópica,

impacto que podría a ver empobrecido la comunidad fúngica, pero los datos no evidenciaron esta diferencia. Esto es consistente con lo reportado por Goicoechea et al. (2009), quienes tampoco encontraron diferencias en la riqueza de morfotipos ectomicorrícicos entre bosques maduros y bosques en regeneración tras tala rasa en España, lo que sugiere que los procesos de recuperación fúngica pueden ocurrir aun en ecosistemas con historia de perturbación.

En cambio, la plantación de restauración (PLAH), presentó una riqueza considerablemente menor. Al tratarse de una plantación joven establecida sobre un área de extracción de suelo, presenta condiciones de mayor luminosidad y menor humedad que los ecosistemas boscosos, lo que limita tanto la producción de cuerpos fructíferos como el establecimiento de comunidades fúngicas (Brown et al., 2006). Asimismo, sería relevante incorporar en futuros muestreos un análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo, dado que influye directamente en el establecimiento y diversidad de las comunidades fúngicas (Yang et al., 2024).

El análisis PERMANOVA mostró diferencias significativas en la composición de las comunidades fúngicas entre los tres ecosistemas ($R^2 = 0,33$; $p = 0,007$), explicando el 33% de la variación total. La ordenación NMDS mostró una tendencia a la separación entre BSN y BSC, con cierto solapamiento entre ambos, lo que sugiere que comparten un conjunto de especies a pesar de encontrarse en estadios sucesionales distintos. Esto se podría deber a que ambos ecosistemas comparten condiciones estructurales y climáticas similares al encontrarse dentro de la misma reserva y también podría deberse a la presencia de especies fúngicas con mayor amplitud de nicho, capaces de establecerse en distintos tipos de bosque

independientemente del estadio sucesional (Bebber & Chaloner, 2022). Sin embargo, el PERMANOVA sí detectó diferencias significativas en composición entre ellos, lo que indica que cada bosque alberga una comunidad con estructura propia. En contraste, PLAH-T1 quedó completamente asilado en la ordenación, indicando que la plantación no solo presenta menor riqueza, sino que alberga una comunidad distinta, sin ninguna especie común registrada (Mortimer et al., 2018). El hecho de que el ecosistema explique solo un tercio de la variación total sugiere que existen otros factores no medidos en este estudio que también estructuran las comunidades fúngicas, como por ejemplo las propiedades fisicoquímicas del suelo (Yang et al., 2024).

La variable con mayor poder predictivo sobre la riqueza fúngica fue el número de trozos de madera muerta ($\rho = 0,82$; $p = 0,001$), resultado ecológicamente coherente dado que los hongos saprófitos, que son el grupo dominante en los tres ecosistemas, dependen directamente de este sustrato para su establecimiento y fructificación (Tomao et al., 2020). Los ecosistemas con mayor disponibilidad de madera muerta sostienen comunidades fúngicas más ricas (Olou et al., 2019; Tomao et al., 2020), lo que se ve reflejado claramente en el contraste entre BSN y BSC vs PLAH, donde la ausencia casi total de madera muerta coincide con una riqueza fúngica prácticamente nula. Asimismo, la bibliografía disponible indica que una mayor diversidad de madera muerta, considerando cantidad, especies arbóreas, tamaño y estado de descomposición alberga una mayor diversidad fúngica (Olou et al., 2019; Tomao et al., 2020), probablemente porque la heterogeneidad de sustratos sostiene una mayor disponibilidad de nicho para las comunidades fúngicas. Por ello, como estrategia

de manejo para favorecer la diversidad fúngica, se recomienda retener la madera caída dentro del bosque en lugar de retirarla, especialmente en áreas en restauración.

Los hongos saprofitos resultaron ser el grupo funcional más representado en todos los ecosistemas, lo cual es ecológicamente esperable debido a que, a diferencia de los hongos ectomicorrícicos, no requieren de un hospedero específico para establecerse y están condicionados principalmente por la disponibilidad de materia orgánica (Kewessa et al., 2022). Por lo tanto, su mayor resiliencia frente a perturbaciones del suelo y cambios en la comunidad microbiana también contribuyen a una dominancia transversal (Liu et al., 2025).

Se registraron hongos ectomicorrícicos en ambos bosques nativos, tanto BSC como BSN, lo cual es coherente con lo planteado por Liu et al. (2025), quienes indican que la presencia de ECM se asocia a ecosistemas con rica estructura vegetal y mayor disponibilidad de plantas hospederas, condiciones que ofrecen una base simbiótica favorable tanto para las relaciones simbióticas de los hongos ectomicorrícicos como para la descomposición de materia orgánica realizada por los hongos saprófitos. Cabe destacar que el género *Cortinarius* fue el más representado entre las morfoespecies ECM registradas, resultado coherente considerando que es el género ectomicorrícico más diverso y abundante en los bosques de *Nothofagaceae* del sur de Sudamérica (Salgado et al., 2021).

En contraste, en PLAH no se registró ningún hongo ectomicorrícico, lo que se puede deber a que la diversidad de ECM se ve fuertemente reducida en plantaciones jóvenes cuando la presencia de árboles hospederos son escasos (Torres et al., 2018; Tomao et al., 2020). Teniendo en consideración que la plantación fue establecida en 2017, es probable que aún no

haya desarrollado redes micorrízicas funcionales. Sin embargo, a medida que los árboles de PLAH crezcan y el ecosistema tenga una mayor complejidad es esperable que las comunidades ECM comiencen a establecerse (Torres et al. 2018), lo que hace que el monitoreo fúngico de esta plantación sea especialmente interesante en el tiempo. Cabe destacar que las plantaciones pueden contribuir a la conservación fúngica, ya que proporcionan hábitats para diferentes grupos de hongos, por lo que mantener estas plantaciones es relevante y favorece la diversidad de las comunidades fúngicas (Li et al., 2018).

Una limitación relevante en este estudio es que la detección de macrohongos se basó exclusivamente en la observación de cuerpos fructíferos, lo que puede llevar a una subestimación de la diversidad, especialmente para el caso de las micorrizas (Janowski & Leski, 2023). No todas las especies fructifican anualmente, ni de forma visible (Torres et al., 2018), algunas producen cuerpos fructíferos hipogeos o pocos visibles (Garibay et al., 2020), y muchas especies fructifican esporádicamente, por lo que dificulta tener un patrón constante (Watling, 1995). Asimismo, las variables climáticas también influyen en la fructificación del hongo dependiendo fuertemente de condiciones de temperatura y humedad del suelo (Kewessa et al., 2022), por lo que muestreos más extensos en el tiempo permitirían una caracterización más completa de las comunidades fúngicas (Brown et al., 2006).

Por otro lado, la alta proporción de morfoespecies indeterminadas, especialmente en PLAH, limita la interpretación de los grupos funcionales en este ecosistema, ya que una identificación basada exclusivamente en características macroscópicas, sin confirmación

microscópica ni molecular, dificulta la caracterización completa. Cabe mencionar también que se decidió no medir abundancia dado que el concepto de individuo en hongos es difícil de definir, haciendo que su estimación no sea directamente comparable entre especies (Koide et al., 2011).

Conclusión y Recomendaciones

Los resultados de este estudio evidencian que las comunidades de macrohongos difieren significativamente entre las distintas formaciones vegetacionales de la Reserva Vodudahue, siendo la madera muerta el principal predictor de riqueza fúngica y la ausencia de hongos ectomicorrícicos en PLAH un reflejo de su etapa temprana de restauración. Estos hallazgos son relevantes dado que la diversidad fúngica cumple un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, y su pérdida puede tener efectos en cascada sobre la diversidad vegetal y comprometer procesos clave como el ciclo de nutrientes y la productividad (Truong et al., 2026).

En este contexto, se recomienda retener la madera caída dentro del bosque, preferentemente de distintos tamaños, especies de árboles y estados de descomposición para favorecer la diversidad de hongos saprófitos (Tomao et al., 2020). Asimismo, es relevante conservar los árboles de mayor edad dentro de las áreas en restauración, ya que actúan como reservorios de inóculo fúngico y mantienen redes micorrícicas que facilitan la colonización ectomicorrícica de las plántulas cercanas a estos árboles (Teste et al., 2009). Además, continuar con el monitoreo fúngico de PLAH a largo plazo permitirá evaluar el establecimiento progresivo de comunidades fúngicas. Se sugiere además elaborar un

catálogo de las especies fúngicas registradas en la reserva que se encuentren en algún estado de conservación, con el fin de priorizarlas en futuros planes de monitoreo. Finalmente, promover buenas prácticas de manejo y divulgación en torno a la importancia ecológica de los hongos contribuiría a fortalecer la conservación dentro y fuera de la reserva.

Referencias

- Alessio Tomao, Giovanni Bonet, Pavel Cudlín, et al. (2020). *How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi*. *Forest Ecology and Management*, 457, 117678. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117678>
- Asmelash, F., Bekele, T., & Birhane, E. (2016). The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands. *Frontiers in Microbiology*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01095>
- Bebber, D. P., & Chaloner, T. M. (2022). Specialists, generalists and the shape of the ecological niche in fungi. *New Phytologist*. <https://doi.org/10.1111/nph.18005>
- Brown, N., Bhagwat, S., & Watkinson, S. (2006). Macrofungal diversity in fragmented and disturbed forests of the Western Ghats of India. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 11–17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01107.x>
- Charya, L. S., & Garg, S. (2019). Advances in methods and practices of ectomycorrhizal research. *Advances in Biological Science Research*, 303–325. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817497-5.00019-7>

Chen, Y., Yuan, Z., Bi, S., Wang, X., Ye, Y., & Svenning, J.-C. (2018). Macrofungal species distributions depend on habitat partitioning of topography, light, and vegetation in a temperate mountain forest. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31795-7>

Cottam, G., & Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37(3), 451–460. <https://doi.org/10.2307/1930167>

Easlon, H. M. (2024). *Canopy Cover* (Versión 2.0) [Aplicación móvil]. Google Play. <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.heaslon.canopycover>

Fundación Alerce 3000. (2025). *Vodudahue: investigación, educación y silvicultura*. <https://fundacionalerce3000.com>

Furci, G. (2013). *Guía de campo hongos de Chile* (Vol. 1). Fungi Foundation.

Furci, G. (2013). *Guía de campo hongos de Chile* (Vol. 1). Fungi Foundation.

Furci, G. (2018). *Guía de campo hongos de Chile* (Vol. 2). Fungi Foundation.

Garibay-Orijel, R., Argüelles-Moyao, A., Alvarez-Manjarrez, J., Ángeles-Argáiz, R., García-Guzmán, O., & Hernández-Yáñez, H. (2020). Diversity and Importance of Edible

Janowski, D., & Leski, T. (2023). Métodos para identificar y medir la diversidad de hongos ectomicorrícicos. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 96(5), 639–652. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad017>

Mushrooms in Ectomycorrhizal Communities in Mexican Neotropics. , 407-424.

https://doi.org/10.1007/978-3-030-37378-8_15

Goicoechea, N., Closa, I., de Miguel, A.M., 2009. Ectomycorrhizal communities within beech (*Fagus sylvatica* L.) forests that naturally regenerate from clearcutting in northern Spain. *New For.* 38 (2), 157–175.

Hawksworth, D. L., & Lücking, R. (2017). Fungal Diversity Revisited: 2.2 to 3.8 Million Species. *The Fungal Kingdom*, 5(4), 79–95. <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.funk-0052-2016>

IUCN. (2024). *Fitzroya cupressoides*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org>

Kewessa, G., Dejene, T., Alem, D., Tolera, M., & Martín-Pinto, P. (2022). Forest type and site conditions influence the diversity and biomass of edible macrofungal species in Ethiopia. *Journal of Fungi*, 8(10), 1023. <https://doi.org/10.3390/jof8101023>

Kinge, T. R., Goldman, G., Jacobs, A., Ndiritu, G. G., & Gryzenhout, M. (2020). A first checklist of macrofungi for South Africa. *MycoKeys*, 63, 1–48. <https://doi.org/10.3897/mycokeys.63.36566>

Koide, R. T., Fernandez, C., & Petprakob, K. (2011). General principles in the community ecology of ectomycorrhizal fungi. *Annals of Forest Science*, 68(1), 45–55. <https://doi.org/10.1007/s13595-010-0006-6>

Li, H., Guo, J., Karunarathna, S. C., Ye, L., Xu, J., Hyde, K. D., & Mortimer, P. E. (2018). *Native forests have a higher diversity of macrofungi than comparable plantation forests in the Greater Mekong Subregion*. *Forests*, 9(7), 402. <https://doi.org/10.3390/f9070402>

Lim, M., & Shu, Y. (2022). *El futuro es fúngico*. Editorial Blume.

Ministerio de Agricultura. (1976). *Decreto Supremo N°490: Declara Monumento Natural al alerce (Fitzroya cupressoides)*. Gobierno de Chile.

Mortimer, P. E., Li, H., Guo, J., Karunarathna, S. C., Ye, L., Xu, J., & Hyde, K. D. (2018). *Native forests have a higher diversity of macrofungi than comparable plantation forests in the Greater Mekong Subregion*. *Forests*, 9(7), 402. <https://doi.org/10.3390/f9070402>

Naturaleza Inarrumen. (2024). *Guía plegable Funga del Sur: Guía de reconocimiento de hongos de Chile*. Naturaleza Inarrumen.

Naturaleza Inarrumen. (2025). *Guía plegable Funga Central: Guía de reconocimiento de hongos de Chile*. Naturaleza Inarrumen.

Naturaleza Inarrumen. (2026). *Guía plegable Funga Austral: Guía de reconocimiento de hongos de Chile*. Naturaleza Inarrumen.

Naturaleza Inarrumen. (2026). *Guía plegable Funga del Sur: Guía de reconocimiento de hongos de Chile*. Naturaleza Inarrumen.

Nazal, N., La Rosa, M., Rojas, V., & Zapata, J. (s.f.). *Plan de restauración del paisaje Reserva Vodudahue*. Informe de curso, Universidad Austral de Chile.

- Nguyen NH, Song Z, Bates ST, Branco S, Tedersoo L, Menke J, Schilling JS, Kennedy PG. 2016. FUNGuild: An open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. *Fungal Ecology* 20: 241–248. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.06.006>
- Niego, A. G. T., Rapior, S., Thongklang, N., Raspé, O., Hyde, K. D., & Mortimer, P. (2023). Reviewing the contributions of macrofungi to forest ecosystem processes and services. *Fungal Biology Reviews*, 44, 100294. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2022.11.002>
- Nilsson, R. H., Ryberg, M., Wurzbacher, C., Tedersoo, L., Anslan, S., Pölme, S., Loit, K., & Abarenkov, K. (2023). Methods for identifying and measuring the diversity of ectomycorrhizal fungi. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 96(5), 639–652. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad022>
- Olou, B. A., Yorou, N. S., Striegel, M., Bässler, C., & Krah, F.-S. (2019). Effects of macroclimate and resource on the diversity of tropical wood-inhabiting fungi. *Forest Ecology and Management*, 436, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.016>
- ONG Micófilos. (2023). *Hongos de la zona central de Chile: Guía para la identificación y conservación de especies del bosque esclerófilo*. Libro Verde.
- Outside, Inc. (2024). *Gaia GPS: Offline trail maps* (Versión 2024) [Aplicación móvil]. Google Play. <https://www.gaiagps.com/>
- Powell, J. R., & Rillig, M. C. (2018). Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. *New Phytologist*, 220(4), 1059–1075. <https://doi.org/10.1111/nph.15119>

Salgado-Salomón, M. E., Peintner, U., Liimat, T., Niskanen, T., & Matheny, P. B. (2021). Loose ends in the Cortinariaceae phylogeny: Five new myxotelamonoid species indicate a high diversity of these ectomycorrhizal fungi with South American Nothofagaceae. *Life*, 11(5), 420. <https://doi.org/10.3390/life11050420>

Sandoval Leiva, P., & Calle, A. (2022). *Caracterización de hongos y mixomicetos: Línea Base Funga - 2022*. Fungilab.

Teste, F. P., Simard, S. W., & Durall, D. M. (2009). Role of mycorrhizal networks and tree proximity in ectomycorrhizal colonization of planted seedlings. *Fungal Ecology*, 2(1), 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2008.11.003>

Thiers, Ó., Vásquez, R., Luco, C., & Gerding, V. (2024). *Análisis de vegetación en el predio Vodudahue* (Informe de avance 1). Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile; Fundación Alerce 3000.

Torres-Gómez, M., Garibay-Orijel, R., Casas, A., & Pérez-Salicrup, D. R. (2018). Ectomycorrhizal trees intermingled within *Cupressus lusitanica* plantations sustain the diversity and availability of edible mushrooms. *Agroforestry Systems*, 92(2), 575–588. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0081-x>

Truong, C., Corrales, A., Manley, B., Van Nuland, M. E., Stewart, J. D., Urrutia-Jalabert, R., Godoy, R., Sheldrake, M., Furci, G., Kiers, E. T., & Marín, C. (2026). Large-diameter trees disproportionately contribute to soil fungal diversity in a coniferous forest with one of oldest

living trees on Earth. *Biodiversity and Conservation*, 35(3). <https://doi.org/10.1007/s10531-026-03277-0>

Valparaíso Trekking. (s.f.). *Pantonera Funga de Chile* (2.^a ed.). Valparaíso Trekking.

Veblen, T. T., Delmastro, R. J., & Schlatter, J. E. (1976). The Conservation of *Fitzroya cupressoides* and Its Environment in Southern Chile. *Environmental Conservation*, 3(4), 291–301. <https://doi.org/10.1017/s0376892900019081>

Watling, R. (1995) Assessment of fungal diversity: macromycetes, the problems. *Canadian Journal of Botany*, 73, S15–S24.

WeatherAndClimate. (s.f.). *Hualaihue, Los Lagos, Chile climate*. WeatherAndClimate. <https://weatherandclimate.com/chile/los-lagos/hualaihue>

Xu, Z., Guo, X., Allen, W. J., Hu, Y., Wang, J., Li, M., Wu, L., & Guo, W. (2025). Soil fungi influence the relationship between plant diversity and ecosystem multifunctionality. *Nature Communications*, 16(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-025-60661-0>

Yang, B., Yang, Z., He, K., Zhou, W., & Feng, W. (2024). Soil fungal community diversity, co-occurrence networks, and assembly processes under diverse forest ecosystems. *Microorganisms*, 12(9), 1915. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12091915>

Zahoor Ahmad Itoo, Reshi, Z. A., Qussin Basharat, Majeed, S. T., & Khurshid Iqbal Andrabi. (2015). Identification and Characterization of Ectomycorrhizal *Cortinarius* Species (Agaricales, Basidiomycetes) from Temperate Kashmir Himalaya, India, by ITS Barcoding. *Advances in Molecular Biology*, 2015, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2015/507684>

Anexo

Mapa Reserva Vodudahue (**Figura 1**)

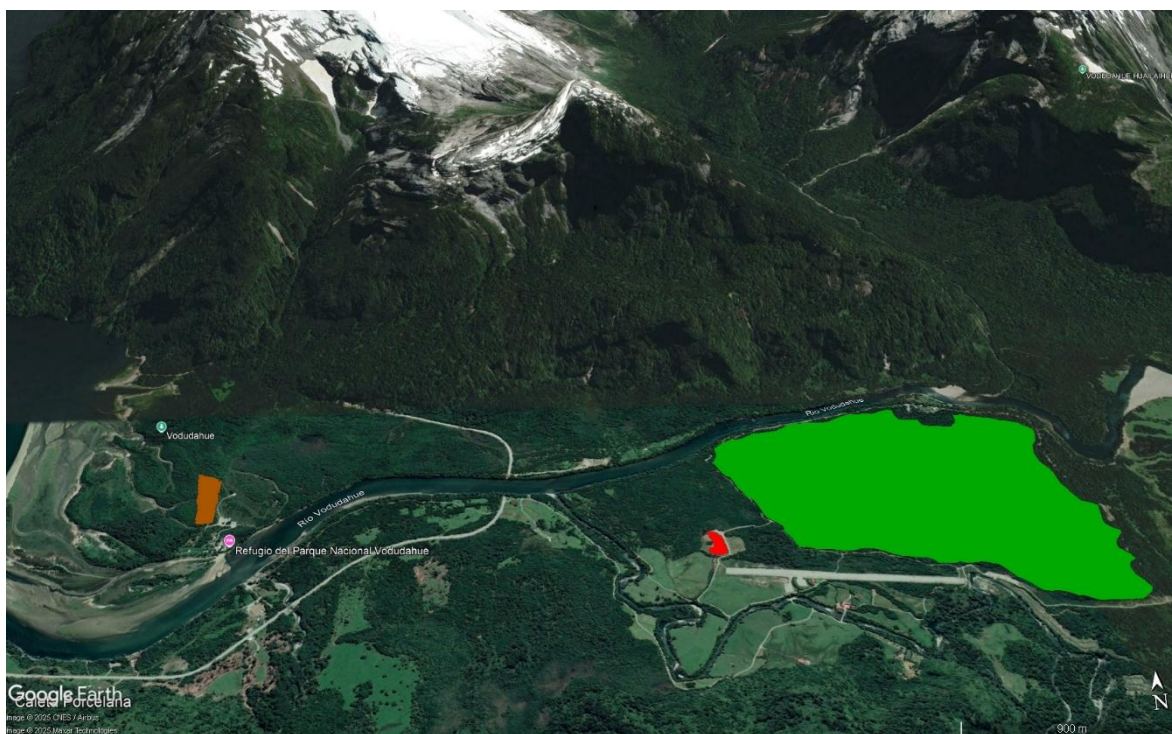


Figura 1. Mapa Reserva Vodudahue. Los colores representan los tres ecosistemas muestreados: verde para Discovery (BSN), rojo para Pozo Lastre (PLAH) y café para Placeta (BSC).

Enlace 1. Excel Tabla Catálogo Morfoespecies: [Datos_Final_MuestreoC1C2.xlsx](#)

Registro fotográfico de los nuevos hallazgos para línea base (**Figura 2**)



Figura 2. Macrohongos registrados en la reserva. A: *Entoloma* sp, B: *Entoloma necopinatum*, C: *Pluteus* sp. D: *Clavulinopsis* sp.