

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza  
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la  
Naturaleza

PERSPECTIVAS DE LA RESTAURACIÓN PASIVA COMO HERRAMIENTA PARA LA  
RECUPERACIÓN DE BOSQUES DE *Nothofagus pumilio* EN SITIOS PREVIAMENTE  
PLANTADOS CON CONÍFERAS EXÓTICAS EN LA RESERVA NACIONAL COYHAIQUE

Proyecto de grado presentado como parte de  
los requisitos para optar al grado de Magíster  
en Áreas Silvestres y Conservación de la  
Naturaleza.

**BERNARDITA DE LAS ROSAS NAVARRETE MUÑOZ**

Licenciada en Ciencias Forestales

Santiago de Chile

2022

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

Profesor Guía                      Nombre Álvaro Promis  
Nota \_\_\_\_\_  
Firma \_\_\_\_\_

Profesor Co-guía                      Nombre Daniel Soto  
Nota \_\_\_\_\_  
Firma \_\_\_\_\_

Profesor Consejero                      Nombre Nicolás García  
Nota \_\_\_\_\_  
Firma \_\_\_\_\_

Profesor Consejero                      Nombre Pablo Becerra  
Nota \_\_\_\_\_  
Firma \_\_\_\_\_

*A la naturaleza,  
por existir y permitirme el honor de estudiarla...*

## AGRADECIMIENTOS

Tras siete años de esta travesía por la universidad, no me queda más que agradecer en primer lugar a mi madre y a mi padre, por apoyarme en cada decisión, por estar todos los días a mi lado dándome su cariño, por las palabras de aliento, por confiar en mí y por entregarme todo lo que ha estado en sus manos para que yo pueda llegar lejos. A mi hermana, por creer en mí y unir lo mejor de los dos mundos.

Agradecer a mi profesor guía Álvaro Promis, que me brindó el espacio para llevar a cabo mi tesis y todas las herramientas para realizarla de la mejor manera posible, por su infinito conocimiento y paciencia entregada, por mostrarme su pasión por lo que estudia, y sobre todo por la calidez y apoyo, sobre todo en momentos difíciles.

A mi profesor co-guía Daniel Soto y mi profesor consejero Pablo Becerra por su disposición y consejos para mejorar en mi trabajo. Agradecer especialmente a mi profesor consejero Nicolás García, más que por su disposición y apoyo en la realización de mi tesis, por el infinito conocimiento que me entregó a lo largo de todos mis años en la universidad, por tantos terrenos que fue donde más aprendí, por ser mi mentor.

A todos quienes forman parte de la facultad, especialmente a Rosita Scherson, Eduardo Martínez y Jaime Hernández, por marcar mi estadía en la universidad, por permitirme conocerlos más allá de las clases y entregarme siempre palabras de apoyo.

A mis grandes amigas y amigos, Bianca, Dámaris y Diego, por ser grandes compañeros académicos y de vida. A Sofía, por ser una gran amiga y confidente, por ser mi compañera de grandes aventuras. A mis Ignacios, por todo el cariño y el apoyo brindado. Agradecer también a un grupo de personas que, sin ser parte de mi círculo más cercano, me han traído felicidad, apoyo y buenos momentos en este proceso.

Finalmente, agradecer a la naturaleza y sobre todo a las plantas, que por el solo hecho de existir me han dado las energías y la fuerza para llegar hasta aquí.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. OBJETIVOS .....	6
2.1. Objetivo general .....	6
2.2. Objetivos específicos .....	6
3. MATERIAL Y MÉTODO .....	7
3.1. Área de estudio .....	7
3.2. Métodos .....	9
3.2.1. Caracterización florística .....	11
3.2.2. Análisis.....	13
4. RESULTADOS .....	17
4.1. Caracterización ambiental y variación entre sitios .....	17
4.2. Caracterización de la composición florística .....	20
4.3. Recambio de especies – Diversidad Beta .....	23
4.4. Análisis de la composición florística del sotobosque .....	24
4.4.1. Variación de la composición florística entre tratamientos .....	24
4.4.2. Análisis de la composición florística en relación con las variables ambientales ....	28
4.5. Medidas de manejo para la restauración de ecosistemas en proceso de conversión de plantaciones de coníferas exóticas a bosque de lenga .....	32
4.5.1. Situación actual.....	32
4.5.2. Amenazas a la regeneración .....	34
4.5.3. Propuestas de restauración.....	35
5. DISCUSIÓN.....	40
6. CONCLUSIONES .....	45
7. BIBLIOGRAFÍA.....	47
8. APÉNDICES.....	60

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio correspondiente a la Reserva Nacional Coyhaique y su ubicación en la Región de Aysén, considerando los diferentes usos de suelo presentes en la Reserva y la ubicación de parcelas de muestreo.....	7
Figura 2. Vista de cada uno de los tratamientos: 1) Plantación de <i>Pinus sylvestris</i> sin intervención, 2) cosecha por método de tala tasa, 3) cosecha por método de corta de regeneración, 4) cosecha por método de fajas y 5) bosque de <i>Nothofagus pumilio</i> (referencia).....	10
Figura 3. Índice de diversidad beta de la comparación de los diferentes tratamientos estudiados, considerando bosques originales de <i>Nothofagus pumilio</i> , plantaciones de coníferas exóticas dominadas por <i>Pinus sylvestris</i> y zonas de plantaciones cosechadas, en la Reserva Nacional Coyhaique. ....	24
Figura 4. Dendrograma de doble entrada (parcelas y especies) donde cada tratamiento se identifica con un color. En rojo las parcelas en tala rasa (TR), en naranja las parcelas dispuestas en cortas en fajas (CF), en amarillo en corta de regeneración (CR), en azul en plantación sin intervención (PSI) y en verde en el bosque de lenga (BL). ....	25
Figura 5. Diagrama de ordenación de las parcelas respecto a su composición florística y variables ambientales por medio del método NMS (Escalamiento Métrico No Dimensional) en la Reserva Nacional Coyhaique .....	29
Figura 6. Diagrama de ordenación de las parcelas respecto a sus especies indicadoras y variables ambientales por medio del método NMS (Escalamiento Métrico No Dimensional) en la Reserva Nacional Coyhaique. ....	30
Figura 7. Marco conceptual del estado de las áreas de plantación de coníferas exóticas con y sin manejo, respecto a bosques originales de <i>N. pumilio</i> . Esquema de doble eje, en la vertical se presenta la funcionalidad de los ecosistemas y en la horizontal la estructura .....	34

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Escala de coberturas Braun – Blanquet modificada, utilizada para la caracterización de la vegetación del área de estudio.....	11
Tabla 2. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) por tratamiento para las variables: altitud, número de árboles por hectárea (Nha), área basal por hectárea (Gha) y distancia de las parcelas de plantación y cosechas a la matriz de <i>N. pumilio</i> (DML). .....	18
Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) por tratamiento para las variables: Índice de área foliar (LAI), abertura de dosel (A.D.), transmisión de luz directa (TLDir), difusa (TLDif) y total (TLT). ....	19
Tabla 4. Valores promedio y de desviación estándar ( $\sigma$ ) de pH, conductividad eléctrica (C.E.), nitrógeno (N disp.), fosforo (P disp.) y potasio disponible para las plantas (K disp.).....	20
Tabla 5. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) para riqueza de especies, índice de diversidad de especies de Simpson y abundancia de especies por tratamiento .....	21
Tabla 6. Resultado del análisis de procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP).....	26
Tabla 7. Análisis de especies indicadoras para la composición de plantas vasculares del sotobosque de bosque de <i>N. pumilio</i> , plantación de exóticas sin intervención y tratamientos silviculturales de corta en faja, corta de regeneración y tala rasa, en la Reserva Nacional Coyhaique. Se muestra el valor del indicador observado a partir del análisis ISA. Se exponen solamente las especies que presentaron valores de p significativos ( $p < 0,05$ ).....	27
Tabla 8. Correlación de variables ambientales para cada eje de ordenación. Se muestra el resultado de 18 de las 43 variables ambientales analizadas que presentan valor de coeficiente de determinación mayores a 0,25 para alguno de los dos ejes. Valores en negrita se destacan por ser aquellas variables ambientales que entregan mayor información que explica las diferencias entre tratamientos.....	31
Tabla 9. Amenazas directas para la regeneración en proceso de conversión de plantaciones de coníferas exóticas a bosques de <i>Nothofagus pumilio</i> .....	35

## RESUMEN

La restauración pasiva contempla la recuperación de bosques que fueron afectados por perturbaciones naturales o antrópicas, permitiendo la instalación natural de especies originales del sitio. La conversión de plantaciones forestales de especies exóticas a bosques nativos se está promoviendo para la recuperación de la estructura y composición de los bosques y junto a ello su capacidad de promover bienes y servicios. En la Reserva Nacional Coyhaique (RNC; Región de Aysén, Chile) se están realizando acciones para convertir plantaciones de coníferas exóticas a bosques nativos propios del área. Para la conversión se han realizado cosechas de plantaciones por los métodos de corta en fajas, cortas de regeneración (protección) y tala rasa; para posteriormente reforestar con especies arbóreas nativas, especialmente *Nothofagus pumilio* (lenga). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de las cortas en plantaciones dominadas por *Pinus sylvestris* sobre la composición y diversidad de especies de flora vascular en la RNC, como estrategia de restauración pasiva para la recuperación de bosques de *N. pumilio*. Durante enero de 2021 se establecieron seis parcelas (100 m<sup>2</sup>) de inventario florístico en plantaciones de *P. sylvestris* sin intervención (PSI); en plantaciones de *P. sylvestris* con tres tipos de corta (faja, corta de regeneración y tala rasa) y un bosque de lenga (BL) maduro. En total se instalaron 30 parcelas. Se registró visualmente la cobertura de todas las especies de flora vascular en las parcelas. Se registraron 77 especies de plantas vasculares. La riqueza y diversidad de especies son diferentes entre el BL y PSI, y mayores en las cortas. La composición de especies es diferente en BL y PSI y los tratamientos de corta. La mayor abertura de dosel y la transmisión de radiación solar explicarían la composición de especies de las cortas. La profundidad de la litera, un aumento en el pH del suelo y en el índice de área foliar explicarían la composición de especies de la PSI. Se aprecia que la composición de especies entre BL y la PSI es bastante diferente; y que los tratamientos de corta estarían presentando barreras a la instalación de especies específicas del BL, además de encontrarse dominados principalmente por especies exóticas, varias de ellas invasoras. A partir de los resultados se recomienda la combinación de acciones de restauración pasivas y activas, promoviendo la reforestación con especies nativas y manejo de especies invasoras.

**Palabras claves:** Restauración pasiva, conversión, *Nothofagus pumilio*, plantaciones forestales, Reserva Nacional Coyhaique.



# 1. INTRODUCCIÓN

La conservación de la naturaleza se comporta como una ciencia multidisciplinaria que se ocupa en parte de los problemas relacionados con la pérdida de especies, y la degradación y menoscabo de su hábitat (Heywood e Iriondo, 2003; Gerber, 2010; Meine, 2010). Por otra parte, la restauración ecológica tiene su enfoque en recuperar las funciones y la estructura de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Stanturf, 2015; Bannister *et al.*, 2016; Gann *et al.*, 2019). Ambas ciencias poseen enfoques distintos, pero con un fin común. Estas han sido descritas como ciencias que deben actuar relacionadas para combatir los problemas de pérdida de diversidad biológica, esto bajo lo expuesto en el Convenio de Diversidad Biológica (CDB) del año 2010. Expresamente en la meta 15 del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi, donde se esperaba que a nivel mundial al año 2020 se hubiese *“incrementado la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración, incluida la restauración de por lo menos el 15 por ciento de las tierras degradadas, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático y a la adaptación a este, así como a la lucha contra la desertificación”* (CDB, 2010). Por ello, la tendencia actual está dirigida hacia la integración de ambas disciplinas, las que en la práctica se complementan y actúan de manera sinérgica (Hobbs *et al.*, 2011; Wiens y Hobbs, 2015; McMahan y van Bommel, 2020).

Ecosistemas que han sido dañados, degradados o destruidos pueden ser restaurados siguiendo su trayectoria sucesional histórica en ausencia de perturbaciones de gran escala, lo cual se conoce como ecosistema de “referencia” u “objetivo”, el cual sirve como modelo para los lineamientos de acciones para conservar y restaurar las distintas áreas boscosas degradadas (SER, 2004; Gann y Lamb, 2006). Sin embargo, esto no significa que el ecosistema objetivo no pueda ser un área que haya presentado intervenciones, considerando la dificultad de encontrar sitios sin ningún tipo de intervención humana, sino más bien, representa un área con cobertura vegetal original que presente mejores condiciones que el área degradada a restaurar (Stanturf y Madsen, 2002; Hobbs *et al.*, 2011).

Áreas que presentan ecosistemas con tendencia a sistemas prístinos o con escasa intervención presentan un alto valor de conservación (Repetto-Giavelli *et al.*, 2012). Mientras que ecosistemas degradados presentan un bajo valor de conservación y, por ende, para ser recuperados se deben realizar importantes esfuerzos para su de restauración (Repetto-Giavelli

*et al.*, 2012). A nivel mundial los bosques nativos originales han sido ampliamente eliminados y sustituidos para la instalación de: cultivos agrícolas, zonas ganaderas, viviendas, plantaciones forestales, etc., con pérdidas de más de la mitad de la vegetación natural del planeta (Vitousek *et al.*, 1997; Lambin *et al.*, 2001; Echeverría *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2015). En base a lo anterior, se hace necesario recuperar aquellas zonas que presenten degradación y/o realizar acciones de conversión en ellas. Entendiéndose como proceso de conversión o reconversión parte de la restauración, y del cual se considera el paso de un sistema degradado a otro más cercano a la condición histórica del sitio (Gann y Lamb, 2006; Stanturf, 2015; Bannister *et al.*, 2016; Soto y Puettmann, 2020).

Cada día se hace más necesaria la implementación de acciones de recuperación de ecosistemas, pasando de áreas que fueron degradadas a ecosistemas más naturales que provean mayores servicios a las personas (Silva *et al.*, 2018; PEFC, 2018; Kremer *et al.*, 2021a). Sin embargo, lo anterior requiere del entendimiento de la dinámica sucesional natural de los bosques, a fin de discernir si los bosques degradados requieren de acciones de restauración o si la sucesión ecológica permitirá que las especies de plantas vasculares originales del sitio recolonizen el área por sí solas, y promuevan el desarrollo sucesional de los bosques (Soto y Puettmann, 2020). En este caso los procesos de restauración pueden darse de forma “activa” o “pasiva”. La restauración pasiva contempla que en el sitio de interés se elimine la presión o agente degradador que esté afectando la zona y posterior a ello se deje que actúe de forma natural la sucesión, sin realizar nuevas intervenciones (McIver y Starr, 2001; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018). Sin embargo, la sucesión ecológica opera de forma diferente y particular en cada ecosistema, la cual está en función de las características propias de cada sitio (e.g. recursos disponibles), las especies presentes (composición), las especies potenciales de llegar a ocupar el área (dispersión) y también por las limitantes que se presenten (Swanson *et al.*, 2011). En este sentido, algunos ecosistemas que han sido alterados y/o degradados ya no cuentan con todos los recursos necesarios para desempeñarse de forma óptima, por lo que la sucesión se hace más lenta o incluso puede resultar detenida (*arrested succession*), lo cual inhibe los procesos de restauración pasiva o recuperación de forma natural. Al respecto, procesos como el establecimiento de especies invasoras en el sotobosque o la herbivoría por animales presentes en un área, pueden ser causales de sucesión detenida (Royo y Carson, 2006; Walker y del Moral, 2008; Soto y Puettmann, 2020).

Las plantaciones forestales de coníferas exóticas se posicionan como ecosistemas degradados frente a los bosques nativos que anteriormente ocupaban estos sitios (Pauchard *et al.*, 2014a), ya que dichas plantaciones se encuentran reemplazando a ecosistemas que poseen mayor funcionalidad ecosistémica (e.g. ciclo y conservación de nutrientes, suministro de agua, regulación de las temperaturas) y estructural (Baral *et al.*, 2016). Además, se puede considerar que la regeneración de estas plantaciones puede llegar a actuar como invasora en parches de bosques nativos aledaños por la eficiencia en su sistema de dispersión de semillas y alta tasa de germinación (Gómez *et al.*, 2011; Pauchard *et al.*, 2014b; Muñoz, 2018). Las plantaciones de exóticas se encuentran en un punto intermedio en el proceso de restauración, el cual puede mediante un proceso de conversión lograr asemejarse al bosque de referencia (Stanturf, 2015; Bannister *et al.*, 2016). Estos sistemas degradados por sus características propias pueden generar resistencia ante un proceso de reconversión a bosque nativo propio del área en cuestión, ya que pueden generar efectos negativos ante la instalación de sotobosque y regeneración de las especies originales del sitio, tanto por el efecto de sombreado que generan en el suelo, como por la deposición de sus acículas en el caso de especies de coníferas, las cuales generan una gruesa capa sobre el suelo de lenta descomposición, que hace más complejo o en casos imposible el establecimiento y crecimiento de nuevos individuos (Ballester *et al.*, 1982; Tzu-Yang *et al.*, 2015; Kremer *et al.*, 2021a). Algunos de estos aspectos han quedado evidenciados de sobremano en la zona centro-sur de Chile, donde las plantaciones de *Pinus radiata* que han sido instaladas en áreas que vieron menoscabada la vegetación nativa original, ahora ven reducida su riqueza y diversidad de especies bajo su dosel, sobre todo al ser comparadas con remanentes de bosque nativo de la zona (Heinrichs *et al.*, 2018). Uno de los ejemplos más claros ha sido la afectación sobre fragmentos de bosques nativos dominados por *Nothofagus glauca* que se encuentran aledaños a plantaciones de *Pinus radiata* (Heinrichs *et al.*, 2018). Por otra parte, Braun *et al.* (2017) evidenciaron que esta disminución de diversidad dentro de plantaciones también ocurre en zonas australes. Donde si bien los bosques naturales de esta zona, de forma natural son menos ricos en especies que los bosques maulinos, se nota una baja importante de diversidad de especies en la comparación entre la matriz de bosque nativo y la de plantaciones de coníferas exóticas. Otro ejemplo, es el estudio realizado por Paritsis y Aizen (2008) en Argentina, donde evalúan tres grupos funcionales, entre ellos las plantas vasculares del sotobosque y ven los efectos de las plantaciones de coníferas exóticas en bosques de *Nothofagus dombeyi*, evidenciando importantes pérdidas de diversidad, riqueza y abundancia de especies y un aumento de la presencia de especies exóticas.

Algunos ejemplos de actividades de conversión de bosques son el estudio realizado por Forbes *et al.* (2021), en Nueva Zelanda, quienes buscaron un equilibrio entre acciones de restauración pasiva y activa tras la cosecha de plantaciones de coníferas exóticas en lo que correspondía históricamente a bosques dominados por angiospermas; logrando determinar que lo óptimo era un conjunto casi equitativo de acciones de restauración activa, mediante plantación de especies nativas y acciones de eliminación de maleza (competencia) para propiciar un buen desarrollo de la regeneración original. Gärtner y Reif (2005) realizaron estudios del cambio en la composición de especies del sotobosque de bosques de Alemania, tras la conversión de rodales de *Picea abies* a bosques más complejos y estructurados de *Picea abies*, *Abies alba* y *Fagus sylvatica*; llegando a la conclusión de que bosques más complejos comprendían una mayor riqueza de especies que bosques menos estructurados. Hansen y Spiecker (2015) exponen un caso de conversión de bosques en Europa, dominados por *Picea abies* en busca de bosques más estructurados y diversos que sean más resistentes y resilientes frente a condiciones adversas del área (e.g. grandes tormentas).

En Chile, en la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo (en adelante, Región de Aysén), entre los años 1936 a 1952 se realizaron quemas para habilitación de terrenos agrícolas y para instalar viviendas (Quintanilla, 2008). Estos grandes incendios generaron importantes procesos de erosión de suelos y pérdida de la vegetación nativa presente en el área. Derivado de aquello, en el año 1948 se creó la Reserva Nacional Coyhaique bajo el D.S. N°1155 del en ese entonces Ministerio de Tierras y Colonización, con la finalidad de proteger los suelos de la erosión generada por estos incendios. Posteriormente, en 1959 ocurrió otro incendio de importancia que afectó parte de la Reserva, como consecuencia de lo cual se dio inicio al establecimiento de plantaciones de especies de coníferas exóticas de rápido crecimiento para frenar el proceso erosivo (CONAF, 2009). En el año 2004 se inició la cosecha de dichas plantaciones, tras cumplir su finalidad y también se comenzó a reforestar con las mismas especies exóticas. Pocos años más tarde, en 2007, se optó por dejar de lado estas prácticas y se comenzó a reforestar con especies nativas del género *Nothofagus*, esto en búsqueda de áreas lo más naturales posibles, generación de bienes y responder a demandas sociales de grupos vulnerables asociados al área (CONAF, 2022). La R.N. Coyhaique se posiciona como un área silvestre de protección pionera en estas prácticas en el país (CONAF, 2009). Actualmente la R.N. Coyhaique alberga principalmente bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) y una amplia superficie cubierta por plantaciones de coníferas exóticas dominadas por *Pinus sylvestris*.

Es importante estudiar cómo se recupera cada ecosistema en particular para así conocer la suficiencia de su proceso de sucesión natural y de este modo, saber si es necesario realizar asistencia por procesos de restauración activa, o si el bosque cuenta con árboles semilleros, polinizadores, propágulos, dispersores y condiciones ambientales necesarios para una conversión pasiva (Kremer y Bauhus, 2020). Los estudios que analizan los procesos de recuperación natural de los ecosistemas en procesos de conversión son pocos y se enfocan principalmente en bosques del hemisferio norte, donde las especies originales son coníferas. En cambio, en Sudamérica a la actualidad los estudios sobre este tipo de procesos han sido desarrollados en Argentina por Pafundi *et al.* (2016) y otro más reciente, en Chile por Kremer *et al.*, (2021b) en la zona centro-sur.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo general**

Analizar la restauración pasiva como herramienta para la recuperación de bosques del tipo forestal lenga en sitios previamente plantados con coníferas exóticas en la Reserva Nacional Coyhaique.

### **2.2. Objetivos específicos**

1. Caracterizar la riqueza, diversidad y composición de especies de flora vascular, en base a su taxonomía, origen fitogeográfico, forma de vida y tipo de dispersión.
2. Analizar la variación en la composición de especies de flora vascular en el sotobosque entre cada uno de los ambientes a estudiar.
3. Proponer medidas de manejo para la conservación de los ecosistemas en restauración pasiva en el paso de plantaciones de coníferas exóticas a bosques objetivos del tipo forestal lenga.

### 3. MATERIAL Y MÉTODO

#### 3.1. Área de estudio

El área de estudio se sitúa dentro la Reserva Nacional Coyhaique (45° 30' a 45° 34' Latitud sur y 71° 57' a 72° 03' Longitud oeste), ubicada en la comuna y provincia de Coyhaique, Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo (Figura 1). La reserva cuenta con una superficie de 2.150 hectáreas (CONAF, 2009).

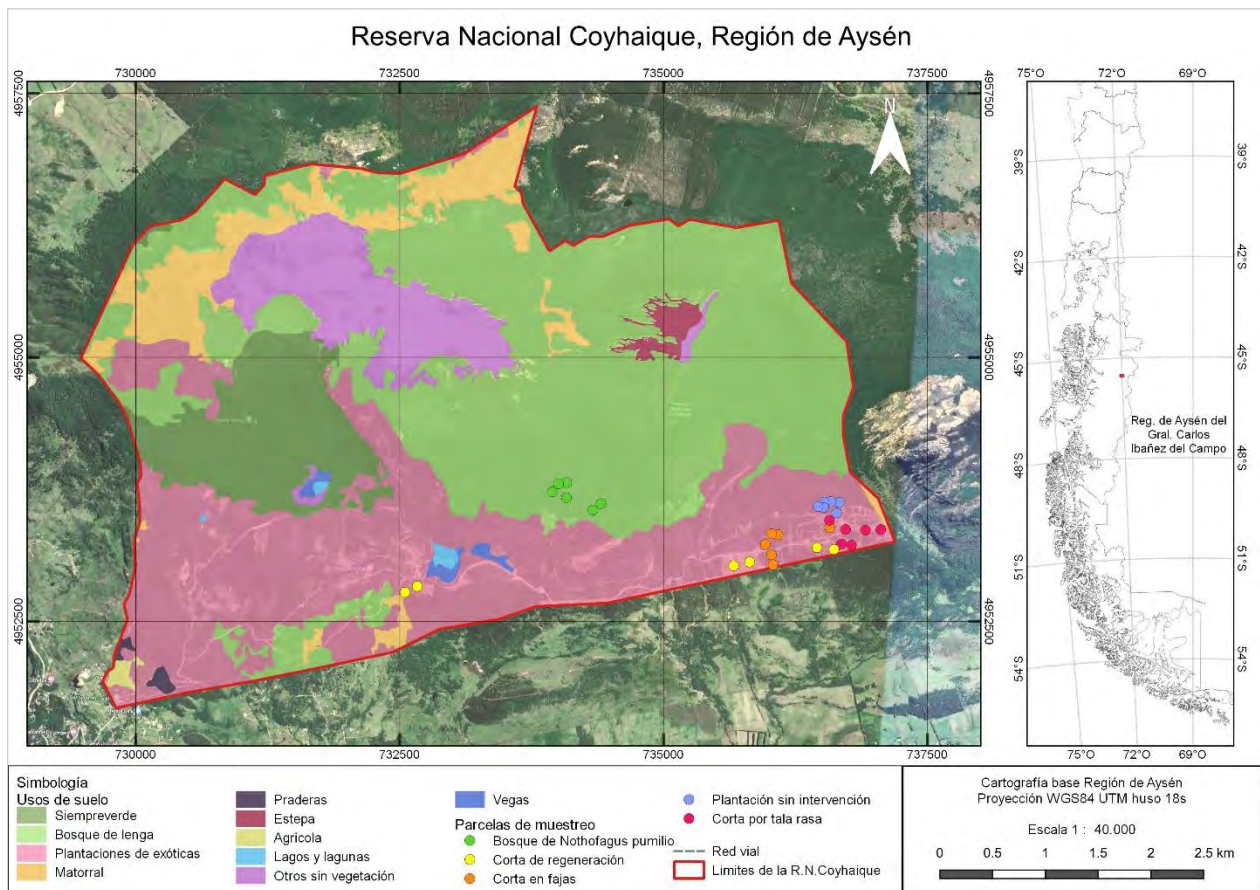


Figura 1. Mapa del área de estudio correspondiente a la Reserva Nacional Coyhaique y su ubicación en la Región de Aysén, considerando los diferentes usos de suelo presentes en la reserva y la ubicación de parcelas de muestreo.

La Reserva Nacional Coyhaique se encuentra inserta en la zona de la precordillera oriental de la Cordillera de los Andes. Sus suelos predominantemente provienen de cenizas volcánicas depositadas sobre rocas del tipo ígneas sedimentarias. La parte alta de la reserva se encuentra dominada por un cordón montañoso del cual destaca la cumbre del cerro Cinchao que alcanza

los 1321 m.s.n.m., predominando en esta área sitios con roca desnuda y de pendientes pronunciadas. A medida que se baja en altitud dentro de la reserva la pendiente disminuye. La zona sur de la reserva corresponde a sectores de planicies (0 -15% de pendiente), con una alta presencia de caminos, lagunas, donde se presentan las distintas plantaciones de coníferas exóticas (CONAF, 2009).

En la comuna de Coyhaique, sector donde se ubica la Reserva Nacional Coyhaique, se presenta un clima del tipo templado frío con régimen de humedad subhúmedo (CscSh), con precipitaciones que puede ir desde 40 a 126 mm/mes, con un acumulado anual estimado de 798 mm. Las temperaturas medias fluctúan entre 0,5 (mes más frío, julio) y 13,1° C (mes más cálido, enero). Se presenta, además, tres meses libres de heladas que van desde diciembre a febrero, los que favorecen la actividad vegetativa del sector (AGRIMED, 2017). En los meses de primavera y verano se presentan importantes vientos desde el oeste, los cuales provocan déficit hídrico en la zona por al menos tres meses (Gobierno Regional de Aysén y CEPAL, 2009).

La zona donde se encuentra la R.N. Coyhaique se encuentra dominado por el piso vegetacional bosque caducifolio templado andino, donde sus especies más características son *Nothofagus pumilio* (lenga) y *Berberis ilicifolia* (Luebert y Pliscoff, 2017).

En particular, la Reserva Nacional Coyhaique, alberga bosques patagónicos de asociación de bosques caducifolios, representados principalmente por la especie *Nothofagus pumilio* desde los 450 m.s.n.m., también se presentan bosques mixtos con *Nothofagus dombeyi* (coihue común) y en sectores de mayor altura (entre los 700 y 1100 m.s.n.m.) se presentan bosques mixtos de *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus antarctica* (ñire). Además, bajo los 700 m.s.n.m. se presenta una superficie de 720 hectáreas de plantaciones de especies exóticas, principalmente coníferas. Entre las especies arbóreas exóticas destacan: *Pinus contorta*, *Pinus ponderosa*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*, *Picea abies* y *Larix decidua* (CONAF, 2009).

En 2004 la Corporación Nacional Forestal (CONAF) inició la cosecha de dichas plantaciones de especies exóticas mediante los métodos de tala rasa, corta en fajas, fajinas, regeneración y por claros. Al año 2009 ya habían manejado un total de 484,8 hectáreas de estas plantaciones y se estimaba que entre los años 2009 a 2011 se manejarán otras 150 hectáreas de plantaciones (CONAF, 2009).



No existe información sobre los años específicos en los cuales se han realizado las cosechas, pero se cuenta con información basada en imágenes satelitales que permiten evidenciar los cambios en la cobertura arbórea debido a la aplicación de los tratamientos silvícolas. Según lo anterior, se podría precisar que las áreas estudiadas presentaron intervenciones de corta entre los años 2012 a 2019 y éstas contemplan cortas por medio de los métodos de tala rasa, fajas y regeneración.

### **3.2. Métodos**

El área de estudio donde se realizaron las mediciones en terreno correspondió a cinco sitios que se usaron como tratamientos en la Reserva Nacional Coyhaique (Figura 2; Apéndice 1), donde se distingue:

- 1) Plantaciones de coníferas exóticas dominadas por la especie *Pinus sylvestris* (PSI), las cuales fueron establecidas en zonas consideradas degradadas por fuego y que fueron bosques dominados por *Nothofagus pumilio*.
- 2) Cosechas de plantaciones de coníferas exóticas dominadas por la especie *Pinus sylvestris* por el método de tala rasa (TR) en bloques >1 hectárea.
- 3) Cosechas de plantaciones de coníferas exóticas dominadas por la especie *Pinus sylvestris* por el método de corta de regeneración (CR) del tipo corta de protección regular.
- 4) Cosechas de plantaciones de coníferas exóticas dominadas por la especie *Pinus sylvestris* por el método de corta en fajas (CF), de alrededor de 15 a 20 m de ancho donde se cosechó a favor de la pendiente entre 3 a 4 hileras de *Pinus*.
- 5) Bosques nativos de referencia dominados por la especie *Nothofagus pumilio* (BL), los cuales no sufrieron acción de incendios y no fueron fuertemente alterados por corta selectiva, siendo lo más representativos posibles de los bosques originales del lugar.

En los casos 2, 3 y 4 corresponden a cosechas en periodos cercanos (entre los años 2014 a 2017, con un margen de error de dos años) y se encuentran establecidas sobre lo que antes del incendio fuesen bosques dominados por *Nothofagus pumilio*.



Figura 2. Vista de cada uno de los tratamientos: 1) Plantación de *Pinus sylvestris* sin intervención, 2) cosecha por método de tala tasa, 3) cosecha por método de corta de regeneración, 4) cosecha por método de fajas y 5) bosque de *Nothofagus pumilio* (referencia).

### 3.2.1. Caracterización florística

El levantamiento de flora vascular fue realizado entre los días 16 y 29 de enero de 2021, donde por lo general las especies del sotobosque logran su mayor despliegue en términos de cobertura y floración, permitiendo una mejor identificación en terreno. La caracterización de la flora vascular del sotobosque y la medición de variables ambientales del área de estudio fue realizada en 30 parcelas de muestreo (seis parcelas por cada uno de los cinco tratamientos), las que se instalaron de manera dirigida para lograr representar de mejor manera cada tratamiento, aquellas instaladas en bosque nativo y en plantación de coníferas exóticas fueron muestreadas en solo una unidad espacial, mientras que aquellas instaladas en cosechas se dispusieron en más de una unidad espacial (Apéndice 1). El tamaño de las parcelas fue determinado en terreno mediante la metodología del área mínima, la cual entrega un tamaño de muestreo donde el número de especies se estabilice (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Braun-Blanquet, 1979). El área de muestreo correspondió a parcelas cuadradas de 10 metros por lado (100 metros<sup>2</sup> de superficie total). La flora vascular fue identificada a nivel de especie y se registró visualmente su cobertura en base a la escala Braun-Blanquet modificada por Glavac (1996) (Tabla 1).

Tabla 1. Escala de coberturas Braun – Blanquet modificada, utilizada para la caracterización de la vegetación del área de estudio.

Código	N° de individuos o tallos	Cobertura (%)	Escala ordinal	Abundancia (%)
r	1	< 5	1	0,5
+	2 - 5	< 5	2	2,5
1	5 - 50	< 5	3	2,5
2m	>50	< 5	4	2,5
2a	"X" individuos	5 - 15	5	10
2b	"X" individuos	15 - 25	6	20
3	"X" individuos	25 - 50	7	37,5
4	"X" individuos	50 - 75	8	62,5
5	"X" individuos	75 - 100	9	87,5

- *Datos florísticos*

La caracterización de flora vascular del sotobosque se llevó a cabo en todas las parcelas de muestreo, donde se realizó un listado florístico bajo la escala de Braun-Blanquet (Tabla 1), el cual permitió registrar la composición de especies presentes en el área y su respectiva

cobertura y abundancia (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Braun-Blanquet, 1979). Las especies se identificaron en terreno y se colectaron aquellas de las cuales no se tuvo certeza absoluta de género y especie, para ser posteriormente determinadas por medio de claves taxonómicas y consulta al experto Dr. Nicolás García, curador del herbario EIF de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile. Las muestras colectadas fueron depositadas en dicho herbario.

- *Datos ambientales*

Las mediciones de variables ambientales se llevaron a cabo en todas las parcelas de muestreo, con el fin de aportar con información que ayude a la explicación de los resultados de la composición florística. Las variables medidas fueron: (1) Cobertura de dosel (%), (2) transmisión de radiación solar total, directa y difusa (%), (3) composición del sustrato, (4) muestras de suelo, (5) presión por herbivoría, (6) número de árboles por hectárea (Nha), (7) área basal por hectárea y (8) distancia de las parcelas de plantación y cosecha a la matriz de bosques de *Nothofagus pumilio*. La cobertura de dosel y la transmisión de radiación solar fue medida de forma indirecta con la utilización de fotografías hemisféricas, las que posteriormente se procesaron por medio del programa Gap Light Analyzer 2.0, siguiendo el proceso descrito por Promis *et al.*, (2011). La composición del sustrato como forma de caracterización de este, fue medida en base a cobertura y profundidad de hojarasca, porcentaje de suelo mineral expuesto y detritos leñosos caídos. Estos últimos fueron clasificados con una escala de tres niveles basándose en sus características estructurales (escombros leñosos >10 cm de diámetro), donde: a) madera poco descompuesta, que un cuchillo haya penetrado solo unos pocos milímetros, b) madera en descomposición intermedia, que un cuchillo haya penetrado hasta 2 cm y c) escombros leñosos en descomposición, madera muy banda que un cuchillo haya penetrado más de 2 cm (Promis *et al.*, 2012). Las muestras de suelo consistieron en una muestra compuesta de cinco submuestras de cada parcela, que fueron analizadas para determinar el contenido de nitrógeno disponible (mg/kg) para las plantas, fósforo (mg/kg), potasio (mg/kg), pH (1:5) y conductividad eléctrica (dS/m). El análisis de las muestras de suelo se realizó en el Laboratorio de Suelos del INIA de la Platina en Santiago. La presión por herbivoría fue medida como presencia/ausencia en base a si se encontraban fecas de herbívoros en las parcelas y complementada evidencia de plantas de regeneración dañadas. El número de árboles y área basal por hectárea fueron determinados en base al método de Bitterlich, usando un factor de área basal de 4. La distancia de las parcelas (m) ubicadas en zonas de plantación sin intervención o en zonas de cosecha a la matriz de bosque de

*Nothofagus pumilio* (bosque de referencia para este estudio), se calculó por medio de programas de sistemas de información geográfica como la distancia al vecino más cercano (mínima distancia en el plano); con la finalidad de tener nociones sobre si estas distancias pudiesen afectar la dispersión de semillas.

### 3.2.2. Análisis

- *Caracterización de composición florística, riqueza y diversidad*

Las especies de flora vascular se determinaron taxonómicamente a un nivel de resolución de familia, género y especie. Además, como forma de comparación entre tratamientos, se consideró la clase taxonómica (1. Polypodiopsida, 2. Pinopsida, 3. Liliopsida y 4. Magnoliopsida), el origen fitogeográfico (1. endémica, 2. nativa e 3. introducida) de las especies, su forma de vida (1. árbol, 2. arbusto, 3. hierba anual y bienal, y 4. hierba perenne) según la clasificación del catálogo de las plantas vasculares de Chile de Rodríguez *et al.* (2018), y el o los métodos de dispersión de semillas (1. anemocoria, 2. autocoria, 3. barocoria, 4. endozoocoria, 5. epizoocoria, 6. hidrocoria, 7. Mirmecocoria, y 8. múltiple) que presentan las especies descritas. En los casos donde no se encontró alguno de los datos de clase, forma de vida, origen o método de dispersión de semillas se clasificó como indeterminado.

La riqueza de especies fue calculada como el número total de especies presentes en cada parcela (Smith y Smith, 2008). Mientras que la abundancia fue estimada en base a la cobertura de las especies registrada visualmente dentro de cada parcela (Braun-Blanquet, 1979).

La diversidad de especies se calculó en base al índice de diversidad de Simpson, el cual considera tanto riqueza de especies como su uniformidad en el área de muestreo, pudiendo de este modo conocer no solo las especies presentes en los sitios a comparar, sino también su ocupación en estos. Este índice mide cual es la probabilidad de que dos individuos que sean seleccionados de forma azarosa dentro de una muestra correspondan a la misma especie (McCunne y Grace, 2002). Su fórmula del índice de diversidad de Simpson empleada es la siguiente:

$$1 - D = 1 - \sum_i^S (p_i)^2$$

Donde:  $p_i$  corresponde a la proporción de individuos de la especie  $i$ , siendo la sumatoria de  $p_i$  igual a 1 y  $S$  es el número de especies (McCunne y Grace, 2002).

- *Análisis de datos sobre variación en composición florística*

Cada parcela fue considerada como una unidad de muestreo, por ende, para cada una se realizaron cálculos de riqueza, abundancia y diversidad de especies. Se realizó una comparación estadística para verificar diferencias en riqueza, abundancia y diversidad de especies entre los tratamientos de cosecha de plantaciones y bosque de *N. pumilio*, anteriormente descritos. Esta comparación estadística se realizó por medio de la prueba no paramétrica H de Kruskal-Wallis. Al tener certeza de que existen diferencias entre los tratamientos se realizó la prueba U de Mann-Whitney, para poder establecer diferencias entre tratamientos pares. Se realizaron pruebas no paramétricas pues los datos en su mayoría no se comportaban de manera normal. Para todos los casos se contempló como significativos valores de probabilidad menores a 0,05 (95% de confianza). Todos estos análisis estadísticos se realizaron mediante el programa R commander en su versión 4.0.4 y su interfaz R studio (R Core Team, 2021).

Al mismo tiempo se realizó un análisis de diversidad Beta, para calcular la tasa de cambio de especies de flora vascular entre los tratamientos. Esta se calcula mediante la fórmula de  $\beta_t$  (rotación beta), la cual combina tanto ganancia (g) como pérdida (l) de especies y su equivalente, donde: “a” es la cantidad de especies en común entre dos sitios a comparar, “b” es la cantidad de especies que sólo se encuentran presentes en el tratamiento 1 y “c” las especies que solo se encuentran presentes en el tratamiento 2 (Wilson y Shmida, 1984; Koleff *et al.*, 2003).

$$\beta_t = \frac{g(H)+l(H)}{2a} = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

Se llevó a cabo un análisis de conglomerados (*cluster*), en base a lo expuesto por McCune y Grace (2002), donde se clasificaron las parcelas de muestreo para lograr determinar asociaciones entre las especies de plantas que se encuentran presentes en el sotobosque de cada tratamiento. Así también se evaluó la semejanza entre parcelas y tratamientos con base en las especies presentes y su abundancia. Se consideró un análisis de conglomerados bidireccional (*two way cluster analysis* en inglés), ya que busca agrupar parcelas por un lado y especies por el otro. Se utilizó el método de distancia de Sorensen (Bray-Curtis), con vinculación de grupos Flexible Beta (con  $\beta = -0,25$  ( $-1 < \beta < 1$ )) y agrupación de especies por medio de relativización por máximo de especies, la representación fue mediante un dendrograma.

Para detectar diferencias significativas en composición florística entre tratamientos según las similitudes dentro del grupo, se realizó un análisis de procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP). Este procedimiento se basa en el cálculo de distancias para la construcción de una matriz que permite establecer diferencias entre parcelas (McCune y Grace, 2002). En este estudio se utilizó la distancia de Sorensen (Bray-Curtis) con ponderación de grupos mediante la fórmula  $n/\text{suma}(n)$ .

Posteriormente, se aplicó el análisis de especies indicadoras (ISA, del inglés *Indicator Species analysis*), para identificar especies que presentan mayor constancia y distribución de abundancia en cada tratamiento y así explorar qué especies aportan a una mayor diferenciación entre grupos (McCune y Grace, 2002; Peck, 2010). Los valores indicadores se calcularon mediante el método de Dufrêne y Legendre (1997), variando entre 0 y 100, donde 0 no presenta indicación y 100 es indicación perfecta.

Finalmente, para visualizar los patrones de composición de especies respecto a la influencia de las variables ambientales se llevó a cabo un análisis de ordenación escalado multidimensional no métrico (NMS, del inglés *Non-metric Multidimensional Scaling*). Este método es considerado un análisis robusto en el estudio de comunidades ecológicas y permite relacionar la composición florística de cada unidad de muestreo con las variables ambientales (McCune y Grace, 2002; Peck, 2010). Este análisis se llevó a cabo en el programa PC-ORD 6.08 (McCune y Mefford, 2011) utilizando la distancia de Sorensen (Bray-Curtis) y el piloto automático para establecer la cantidad de ejes. Se realizaron 500 iteraciones y se obtuvo una solución bidimensional.

Antes de llevar a cabo los análisis multivariados (análisis de conglomerados, MRPP, ISA y NMS) se realizó una limpieza de los datos donde aquellas especies raras o poco frecuentes, entendiéndose aquellas registradas en menos del 5% de las parcelas, es decir en una sola unidad de muestreo, fueron eliminadas de los análisis como es sugerido por la literatura (McCune y Grace, 2002; Peck, 2010). Por lo tanto, para estos análisis se eliminaron 18 especies de la base de datos, siendo estas: *Larix decidua*, *Pinus* sp., *Luzuriaga* sp., *Carex canescens*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra*, *Poa scaberula*, *Poa nemoralis*, *Trisetum caudulatum*, *Conyza* sp., *Leucanthemum vulgare*, *Betula pendula*, *Valeriana laxiflora*, *Stellaria media*, *Gaultheria poeppigii*, *Epilobium ciliatum*, *Rumex magellanicus* y *Myoschilos oblongum*. Además, se revisó la presencia de valores atípicos u *outlier*, entendidos como aquellos valores

en que la distancia calculada entre el valor de la unidad de muestreo y la media de la muestra fuera igual o mayor 2,5 veces la desviación estándar (Peck, 2010). Estos valores atípicos se identificaron usando la distancia de Sorensen (Bray-Curtis). Sin embargo, no se eliminó ninguna parcela, ni se transformaron los datos originales, ya que el valor máximo alcanzado de desviación estándar fue de 2,44, lo que demostró la coherencia de la base de datos florística. Estos procedimientos al igual que los análisis multivariados se realizaron por medio del programa PC-ORD versión 6.08.

- *Propuesta de medidas de conservación*

En base a los antecedentes recopilados a lo largo del presente estudio, los resultados obtenidos de las actividades antes descritas e información bibliográfica pertinente, se procedió a generar propuestas de restauración que guíen de mejor manera las acciones de recuperación y conservación de ecosistemas de *Nothofagus pumilio* en base a su dinámica natural o como apoyo a acciones de reconversión asistida.

La búsqueda de información bibliográfica se basó en consulta de diversas bases de datos, revistas científicas, informes técnicos, tesis, entre otros, de las áreas de conservación, ecología, restauración u otras ciencias a fines, tanto en español como en inglés. Esto se realizó por medio de palabras claves que faciliten la recopilación de información, tales como: restauración, restauración pasiva, restauración activa, conservación, conversión, reconversión, control de malezas, reforestación, *Nothofagus pumilio*, *Pinus*, silvicultura.



## 4. RESULTADOS

### 4.1. Caracterización ambiental y variación entre sitios

Los tratamientos se encontraban localizados con variaciones de altitud (Tabla 2), presentándose el bosque de *N. pumilio* a media ladera, significativamente en mayor altitud que la plantación de coníferas exóticas (diferencia de 200 m.s.n.m. en promedio) y las cosechas (diferencia de 250 m.s.n.m. aproximadamente), las cuales no mostraron diferencias significativas entre sí (ubicación promedio a 642 m.s.n.m.), pero si con la plantación de exóticas que se encontraba significativamente a mayor altitud (diferencia 50 m.s.n.m. aproximadamente). El bosque de *N. pumilio* posee alrededor de 735 árboles por hectárea, siendo la densidad de árboles estadísticamente superior en la plantación de *Pinus sylvestris* sin intervención, la cual posee más del doble de individuos en promedio que los bosques. Por otro lado, en las situaciones de cosecha la densidad de árboles fue significativamente menor que en los tratamientos anteriores, donde la corta de regeneración presentó mayor cantidad de árboles por hectárea que las fajas, pero sin generar diferencias significativas, y las fajas superaron a la tala rasa que presentó solo en una parcela un individuo de *N. pumilio* (Tabla 2). En cuanto al área basal, el bosque de *N. pumilio* al igual que las plantaciones de coníferas sin intervención presentaron  $76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  de área basal, diferenciándose ambos de las cosechas, las cuales poseen una menor área basal, donde la corta de regeneración y las fajas no presentan diferencia significativa, pero superan de sobremanera el área basal de la tala rasa (Tabla 2). En cuanto a la distancia de las parcelas de plantación y cosechas a la matriz de *N. pumilio* se encontró diferencia significativa para todos los casos, todas las cosechas se presentaron a más de 450 metros lineales promedio y las plantaciones de coníferas sin intervención a más de 250 metros promedio (Tabla 2).

Tabla 2. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) por tratamiento para las variables: altitud, número de árboles por hectárea (Nha), área basal por hectárea (Gha) y distancia de las parcelas de plantación y cosechas a la matriz de *N. pumilio* (DML). Letras diferentes entre bosque, plantación y cosechas muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posterior prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Tratamiento	Altitud (m.s.n.m.)		Nha		Gha (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		DML (m)	
	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$
Bosque de <i>N. pumilio</i>	886,5 a	± 44,2	735,6 b	± 411,5	76,0 a	± 13,3	0,0 a	± 0,0
Plantación sin intervención	688,2 b	± 14,1	1660,3 a	± 493,1	76,0 a	± 13,3	272,2 b	± 42,8
Corta de regeneración	619,5 c	± 13,2	326,2 bc	± 111,6	31,3 b	± 11,4	487,5 bc	± 263,8
Corta en fajas	639,2 c	± 17,0	210,9 c	± 230,6	16,0 b	± 14,7	582,5 c	± 120,9
Tala rasa	621,8 c	± 17,8	1,8 d	± 4,4	0,6 c	± 1,6	529,8 c	± 84,9
Estadísticos de contraste								
Chi-cuadrado	23,788		24,729		25,808		19,355	
<i>p-value</i>	0,000		0,000		0,000		0,001	

El índice de área foliar (LAI), la abertura de dosel (A.D.), transmisión de luz total y difusa, presentan diferencias significativas entre todas las combinaciones de tratamientos, con excepción de la corta en faja y la de regeneración. La transmisión de luz directa por otra parte muestra diferencias significativas entre todos los casos, excepto para las comparaciones entre cortas de regeneración y las fajas, y entre el bosque de *N. pumilio* y la plantación sin intervención. El LAI fue más alto en la plantación sin intervención (Tabla 3), siendo el tratamiento con mayor área fotosintética. Similarmente, los valores de abertura de dosel y transmisión de luz directa, difusa y total, en plantación fueron los más bajos; seguidos de los bosques de *N. pumilio*, con valores bastante semejantes, pero estadísticamente diferentes para todas las variables, excepto en la transmisión de luz directa. Los tratamientos de corta en fajas y regeneración mostraron valores similares entre ellos para las cinco variables, sin diferencias significativas. Finalmente, la corta por tala rasa presenta los valores más bajos de LAI y mayores valores de abertura de dosel y transmisión de luz, siendo coherente esto con la casi nula presencia de árboles en este tratamiento y mostrándose diferente estadísticamente a todos los demás tratamientos.

Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) por tratamiento para las variables: Índice de área foliar (LAI), abertura de dosel (A.D.), transmisión de luz directa (TLDir), difusa (TLDif) y total (TLT). Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Tratamiento	LAI (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )		A.D. (%)		TLDir (%)		TLDif (%)		TLT (%)	
	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$
Bosque de <i>N. pumilio</i>	2,0 b	± 0,2	14,1 c	± 2,4	18,5 c	± 2,8	18,4 c	± 2,7	18,5 c	± 2,3
Plantación sin intervención	2,8 a	± 0,5	8,6 d	± 2,2	16,1 c	± 2,9	12,6 d	± 3,0	14,3 d	± 2,1
Corta de regeneración	0,7 c	± 0,2	43,2 b	± 5,3	59,4 b	± 12,9	56,7 b	± 6,9	58,0 b	± 9,8
Corta en fajas	1,0 c	± 0,3	38,1 b	± 9,2	58,3 b	± 12,0	55,8 b	± 12,0	57,1 b	± 11,2
Tala rasa	0,1 d	± 0,1	80,3 a	± 10,3	97,7 a	± 2,5	93,5 a	± 3,6	95,6 a	± 2,5
Estadísticos de contraste										
Chi-cuadrado	26,539		26,602		25,363		26,192		25,931	
<i>p-value</i>	0,000		0,000		0,000		0,000		0,000	

En cuanto a las variables de suelo analizadas, la clase de textura del bosque de *N. pumilio* fue franco limoso, en la plantación sin intervención fue areno franco, mientras que en los tres tratamientos de cosecha franco arenoso. En cuanto al pH (Tabla 4), el bosque de lenga presenta valores levemente más bajos (más ácidos) que los demás tratamientos, pero se diferencia estadísticamente solo de la plantación sin intervención y del tratamiento de cosecha por el método de fajas. Respecto a la conductividad eléctrica (C.E.) (Tabla 4) el bosque de lenga se diferencia estadísticamente de los demás tratamientos con un valor promedio más alto, los otros tratamientos no presentan diferencias entre sí. En el caso del nutriente nitrógeno, el bosque de *N. pumilio* solo se diferencia estadísticamente del tratamiento de corta de regeneración y de tala rasa, con una mayor disponibilidad de este nutriente; en fósforo el bosque de *N. pumilio* presenta mayor disponibilidad que la plantación sin intervención, corta en fajas y de regeneración, siendo esta diferencia estadísticamente significativa. Finalmente, en potasio, solo se diferencia estadísticamente el bosque de *N. pumilio* de la corta en fajas, presentando el primero concentraciones mayores de este nutriente (Tabla 4).

Tabla 4. Valores promedio y de desviación estándar ( $\sigma$ ) de pH, conductividad eléctrica (C.E.), nitrógeno (N disp.), fósforo (P disp.) y potasio disponible para las plantas (K disp.). Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Tratamientos	pH		C.E. (dS/m)		N disp. (mg/kg)		P disp. (mg/kg)		K disp. (mg/kg)	
	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$
Bosque de <i>N. pumilio</i>	5,9 b $\pm$ 0,2		0,7 a $\pm$ 0,4		100,7 a $\pm$ 85,0		78,7 a $\pm$ 29,6		296,0 a $\pm$ 92,2	
Plantación sin intervención	6,3 a $\pm$ 0,3		0,3 b $\pm$ 0,1		34,2 ab $\pm$ 19,1		34,2 b $\pm$ 27,4		244,2 ab $\pm$ 64,4	
Corta de regeneración	6,1 ab $\pm$ 0,2		0,3 b $\pm$ 0,1		29,2 b $\pm$ 9,7		36,8 b $\pm$ 14,7		243,3 ab $\pm$ 42,8	
Corta en fajas	6,3 a $\pm$ 0,1		0,3 b $\pm$ 0,1		33,8 ab $\pm$ 21,5		32,5 b $\pm$ 21,7		191,3 b $\pm$ 52,4	
Tala rasa	6,1 ab $\pm$ 0,3		0,3 b $\pm$ 0,0		28,3 b $\pm$ 9,3		42,7 ab $\pm$ 24,1		207,2 ab $\pm$ 80,8	
Estadísticos de contraste										
Chi-cuadrado	9,985		14,674		7,86		8,759		7,087	
<i>p-value</i>	0,041		0,005		0,097		0,067		0,131	

#### 4.2. Caracterización de la composición florística

En el área de estudio se registraron 77 especies de plantas vasculares en el sotobosque, pertenecientes a 60 géneros y 31 familias (catálogo florístico disponible en el Apéndice 2). La clase taxonómica más frecuente correspondió a Magnoliopsida con 58,4% de las especies, seguida de Liliopsida con 33,8%, Pinopsida con 6,5% y finalmente Polypodiopsida con 1,3%. Según su origen, el 58,4% de las especies fueron nativas, 40,3% introducidas y 1,3% indeterminadas, no contando con especies endémicas para Chile. Sin embargo, el 41,6% de las especies son endémicas para la flora del cono sur (Chile-Argentina) (Zuloaga *et al.*, 2019). La forma de vida más frecuente fue la de hierba perenne con 63,6% de las especies, luego arbustos con 11,7% de las especies, árboles con un 10,4%, hierbas anuales y bienales con 9,1% e indeterminadas con el 5,2%. En cuanto a los métodos de dispersión de semillas, el más abundante es la anemocoría (dominante en especies de las familias Asteraceae y Poaceae, las cuales se presentaron como las más ricas en especies), presente en 61% de las especies, seguido de la epizoocoria con 32,5%.

La riqueza de especies del sotobosque de cada tratamiento fue de 30 especies en el bosque de *Nothofagus pumilio*, 23 especies en la plantación dominada por *Pinus sylvestris* sin intervención, 46 especies en el tratamiento de corta en fajas, 44 especies en el de tala rasa y 42

especies en el de corta de regeneración. La riqueza de especies varió significativamente entre los diferentes tratamientos ( $p = 0,0001$ ) (Tabla 5). El bosque de *N. pumilio* presentó una riqueza de especies significativamente mayor que la plantación de *Pinus sylvestri* sin intervención, y significativamente menor que los tratamientos de cosecha. La plantación sin intervención presentó valores de riqueza menores que los tratamientos de cosecha y no hubo diferencias significativas entre estos últimos. Hubo seis especies que se encontraron presentes en todos los tratamientos: *Acaena ovalifolia*, *Bromus coloratus*, *Maytenus disticha*, *Osmorhiza chilensis*, *Ribes magellanicus* y *Galium aparine*, siendo las cinco primeras especies nativas y la última introducida.

Tabla 5. Valores promedio y desviación estándar ( $\sigma$ ) para riqueza de especies, índice de diversidad de especies de Simpson y abundancia de especies por tratamiento. Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Tratamiento	Riqueza de especies promedio		Índice de diversidad de Simpson		Abundancia de especies promedio	
	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$	Media	$\sigma$
Bosque de <i>N. pumilio</i>	17 b	$\pm 2,6$	0,926 b	$\pm 0,015$	263,0	$\pm 122,5$
Plantación sin intervención	11 c	$\pm 2,9$	0,879 c	$\pm 0,055$	99,4	$\pm 23,8$
Corta de regeneración	21 a	$\pm 1,7$	0,944 a	$\pm 0,005$	246,8	$\pm 93,0$
Corta en fajas	23 a	$\pm 1,0$	0,949 a	$\pm 0,003$	166,8	$\pm 16,3$
Tala rasa	22 a	$\pm 1,9$	0,947 a	$\pm 0,006$	181,2	$\pm 62,2$
Estadísticos de contraste						
Chi-cuadrado	22,8991		22,9161		5,9633	
<i>p-value</i>	0,0001		0,0001		0,2019	

La diversidad de especies de Simpson varió significativamente entre tratamientos ( $p=0,0001$ ) (Tabla 5). Específicamente los bosques de *N. pumilio* presentaron una diversidad de especies significativamente mayor que la plantación sin intervención, pero menor a los tratamientos de corta (Tabla 5). Así mismo, la plantación sin intervención presentó menor diversidad que los tratamientos de cosecha (Tabla 5). En cambio, no se encontró diferencia significativa en diversidad de especies entre los tres tratamientos de cortas (Tabla 5). Por otro lado, no se observaron diferencias significativas de abundancia de especies entre tratamientos ( $p=0,2$ ).

Al analizar los parámetros florísticos por clases taxonómicas, en la clase Pinopsida no se observaron diferencias significativas entre el bosque de *N. pumilio* y la plantación sin intervención para riqueza ( $p=0,6$ ), diversidad ( $p=1$ ), ni abundancia ( $p=0,6$ ). El bosque de *N. pumilio* solo presentó una plántula de *Pinus* sp, mientras que en la plantación no se encontró ningún individuo de regeneración de este género. En cambio, los tratamientos de cosecha presentaron significativamente mayor riqueza, diversidad y abundancia de Pinopsida, siendo la abundancia hasta 100 veces mayor en los tratamientos con cortas. En cuanto a la clase Liliopsida los bosques de *N. pumilio* y los tratamientos de cosecha no variaron significativamente en riqueza y diversidad de especies, mientras que la cobertura en los tratamientos con cosechas superó en hasta cuatro veces la abundancia de Liliopsida que en los bosques de *N. pumilio*. Por otro lado, las Magnoliopsida no variaron significativamente en riqueza ( $p=0,6$ ) ni en diversidad ( $p=0,3$ ) entre el bosque de *N. pumilio* y la plantación de coníferas. En cambio, estos dos tratamientos difirieron significativamente de los tratamientos de cosecha para riqueza ( $p=0,002$ ) y diversidad ( $p=0,002$ ), siendo en estas últimas mayor el número de Magnoliopsida. Para mayor detalle de diferencias entre tratamientos según clase taxonómica revisar Apéndice 3.

Al comparar las variables florísticas separadamente por origen fitogeográfico de las especies, los bosques de *N. pumilio* presentaron significativamente mayor riqueza de especies nativas que los demás tratamientos. En los tratamientos con cosecha, aproximadamente 50% de sus especies fueron de origen introducido. Los tratamientos de corta mediante los métodos de fajas y tala rasa mostraron mayor abundancia de especies exóticas que de nativas. Para mayor detalle sobre diferencias entre tratamientos según origen fitogeográfico ver Apéndice 4.

Al analizar los parámetros florísticos por formas de vida, en árboles se presentan diferencias para riqueza y abundancia; el bosque de *N. pumilio* presentó significativamente mayor abundancia de árboles que la plantación sin intervención ( $p=0,002$ ), ya que el bosque de *N. pumilio* presentó regeneración de esta misma especie, mientras que la plantación no tuvo ningún individuo arbóreo en el sotobosque. Por otro lado, el bosque de *N. pumilio* no difirió significativamente de los tratamientos de cosecha en cuanto a riqueza, diversidad y abundancia de especies, pero sí en composición, ya que el bosque de *N. pumilio* presentó regeneración de esta especie, mientras que los tratamientos de cosecha presentaron regeneración de distintas especies de coníferas exóticas. Referente a hierbas anuales-bienales, el bosque de *N. pumilio* presentó una baja riqueza, diversidad y abundancia de estas ( $p<0,05$ ), siendo las cosechas los

tratamientos con mayor presencia de este tipo de especies, refiriéndonos principalmente a especies introducidas de rápida instalación y de uso forrajero. Las hierbas perennes, fueron las que presentaron mayor riqueza en todos los tratamientos. Para mayor detalle en cuanto a similitudes y diferencias entre tratamientos según formas de vida revisar Apéndice 5.

Los métodos de dispersión de semillas de las especies presentes fueron diversos, observándose siete métodos distintos. Cerca de un 30% de las especies presentes poseen más de un método de dispersión de sus semillas. La anemocoria es el método de dispersión de semillas con mayor número de especies en todos los tratamientos. Para mayor detalle de las diferencias por método de dispersión entre tratamientos revisar Apéndice 6.

### **4.3. Recambio de especies – Diversidad Beta**

Al comparar los listados de especies presentes en el sotobosque de los cinco tratamientos se pudo distinguir tres grupos claramente marcados (Figura 3). Un primer grupo indica una alta tasa de recambio de especies entre el bosque de *Nothofagus pumilio* y los tratamientos de cortas (combinaciones: CR-BL, TR-BL y CF-BL), con valores de diversidad beta que van entre 0,6 y 0,8; esto nos indica que gran parte de las especies presentes en el bosque de *N. pumilio* no es posible encontrarlas habitando en las áreas de cosechas. Un segundo grupo mostró la diferencia entre la plantación dominada por *Pinus sylvestris* y todos los demás tratamientos (combinaciones: CR-PSI, TR-PSI, CF-PSI y PSI-BL), con valores entre 0,4 y 0,6 de recambio de especies. Un tercer grupo englobó los tres tratamientos de cosechas (combinaciones: CF-TR, CF-CR y TR-CR), los cuales presentaron un bajo valor de recambio de especies entre ellos, cercano a 0,2; indicándonos que las especies que habitan las cosechas son prácticamente las mismas.

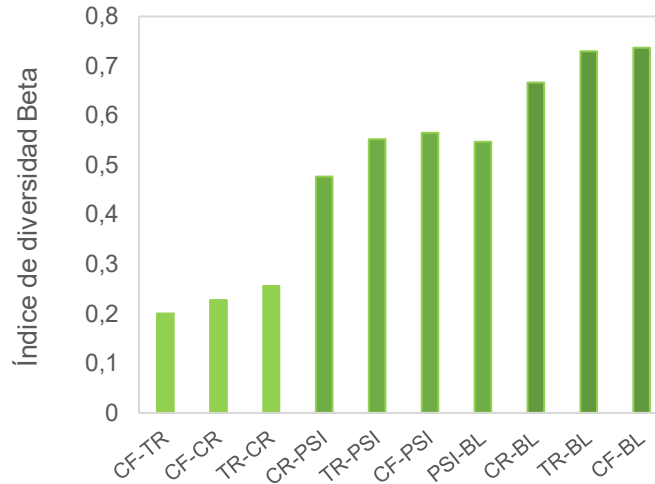


Figura 3. Índice de diversidad beta de la comparación de los diferentes tratamientos estudiados, considerando bosques originales de *Nothofagus pumilio*, plantaciones de coníferas exóticas dominadas por *Pinus sylvestris* y zonas de plantaciones cosechadas, en la Reserva Nacional Coyhaique. CF = corta en fajas, TR = corta por método de tala rasa, CR = cortas por método de regeneración, PSI = plantaciones dominadas por *Pinus sylvestris* sin intervención y BL = bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga).

#### 4.4. Análisis de la composición florística del sotobosque

##### 4.4.1. Variación de la composición florística entre tratamientos

De acuerdo al análisis de clasificación de parcelas (*cluster*) (Figura 4), fue posible establecer que la composición de especies a nivel de parcelas es muy homogénea para el bosque de *N. pumilio*, diferenciándose de la composición de especies de la plantación sin intervención y también de los tratamientos de corta que fueron más homogéneas en términos de composición de especies. Los tratamientos de cosecha presentaron diferencias leves entre ellos, y esta diferencia es más suave que al compararlos con el bosque de *N. pumilio* y la plantación sin intervención.



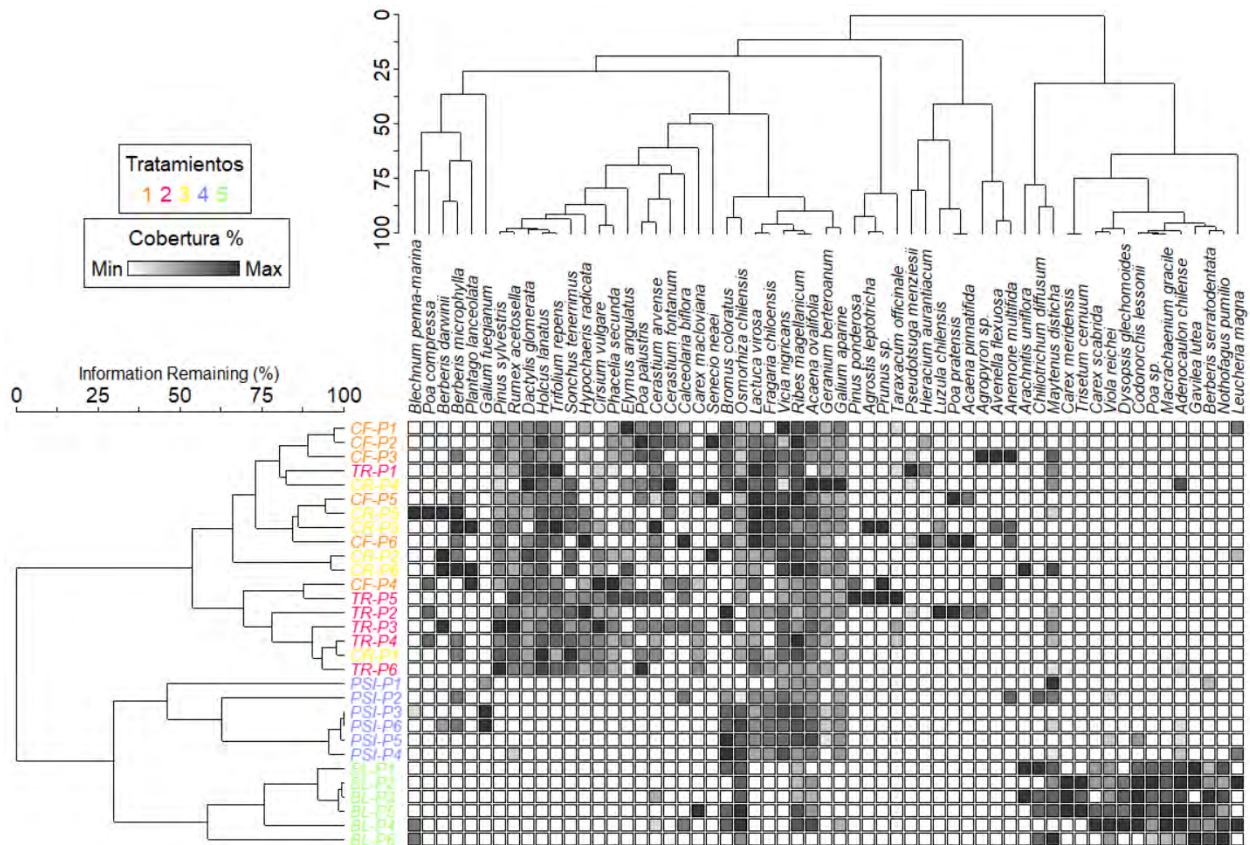


Figura 4. Dendrograma de doble entrada (parcelas y especies) donde cada tratamiento se identifica con un color. En rojo las parcelas en tala rasa (TR), en naranja las parcelas dispuestas en cortas en fajas (CF), en amarillo en corta de regeneración (CR), en azul en plantación sin intervención (PSI) y en verde en el bosque de lenga (BL). Donde se observan dos grupos principales, el primero formado por las parcelas CF-P1 a TR-P6, englobando a los tres tratamientos de cortas, que comparten la mayoría de las especies, pero se diferencian en base a su frecuencia (intensidad de color). El segundo grupo estaría formado por las parcelas PSI-P1 a BL-P6, siendo posible separa a este en dos grupos más pequeños, uno representado por las parcelas de plantación sin intervención, la cual posee menos especies específicas de este ambiente y el otro, representado por el bosque de *N. pumilio* (parcelas BL-P1 a BL-P6), compuesto de especies más específicas como *Nothofagus pumilio*, *Macrachaenium gracile*, *Dysopsis glechomoides*, entre otras.

El análisis estadístico de procedimiento de permutación múltiple (MRPP), mostró diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en el ensamble de especies del sotobosque en todas las comparaciones entre tratamientos (Tabla 6). Lo anterior quiere decir, que la composición de especies en el sotobosque de cada uno de los ambientes analizados es diferente. Encontrándose la mayor

distancia entre grupos representada por el bosque de *N. pumilio* y los tratamientos de cosecha, esto determinado por medio del valor de estadístico *T* (Tabla 6).

Tabla 6. Resultado del análisis de procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP).

Comparación	<i>T</i> *	<i>A</i> **	<i>p-value</i>
Corta en fajas vs Tala rasa	-1,45921	0,02989	0,00865
Corta en fajas vs Corta de regeneración	-1,90218	0,03169	0,03673
Corta en fajas vs Plantación sin intervención	-6,55774	0,25219	0,00045
Corta en fajas vs Bosque de <i>N. pumilio</i>	-7,19955	0,45711	0,00052
Tala rasa vs Corta de regeneración	-2,41282	0,04720	0,02127
Tala rasa vs Plantación sin intervención	-6,48093	0,27795	0,00071
Tala rasa vs Bosque de <i>N. pumilio</i>	-7,19944	0,44113	0,00052
Corta de regeneración vs Plantación sin intervención	-6,43490	0,22430	0,00042
Corta de regeneración vs Bosque de <i>N. pumilio</i>	-7,09889	0,43812	0,00054
Plantación sin intervención vs Bosque de <i>N. pumilio</i>	-6,56488	0,35417	0,00065

\**T* = Diferencia entre grupos (medida en base a la distancia de Sorensen (Bray-Curtis)). Esta diferencia se fortalece con valores más negativos.

\*\**A* = Similitud dentro del grupo. Se mueve en un rango de 0 a 1, valores más cercanos a 0 son más distintos y cercanos a 1 son idénticos.

Mediante el análisis de especies indicadoras (ISA) se logró establecer las especies que presentan mayor relación entre frecuencia y abundancia para cada uno de los ambientes (Tabla 7; Figura 6). El bosque de *N. pumilio* presentó una mayor cantidad de especies indicadoras en comparación con los otros cuatro tratamientos, siendo las especies *Nothofagus pumilio* (regeneración), *Macrachaenium gracile* y *Poa* sp. las más representativas del bosque de *N. pumilio*; en la plantación sin intervención, *Galium fuegianum* fue indicadora; en la corta en fajas, *Dactylis glomerata* se presentó como especie indicadora; mientras que en la tala rasa, las especies indicadoras fueron *Taraxacum officinale* y *Cirsium vulgare* y para la corta de regeneración, las especies indicadoras fueron *Sonchus tenerrimus* y *Berberis microphylla*.

Tabla 7. Análisis de especies indicadoras para la composición de plantas vasculares del sotobosque de bosque de *N. pumilio*, plantación de exóticas sin intervención y tratamientos silviculturales de corta en faja, corta de regeneración y tala rasa, en la Reserva Nacional Coyhaique. Se muestra el valor del indicador observado a partir del análisis ISA. Se exponen solamente las especies que presentaron valores de p significativos ( $p < 0,05$ ).

Tratamiento	Especies	Valor del indicador observado	<i>p-value</i>	Origen fitogeográfico
Bosque de <i>N. pumilio</i>	<i>Macrachaenium gracile</i>	100,0	0,0002	Nativa
	<i>Nothofagus pumilio</i>	100,0	0,0002	Nativa
	<i>Poa</i> sp.	100,0	0,0002	Indeterminada
	<i>Berberis serratodentata</i>	92,3	0,0002	Nativa
	<i>Viola reichei</i>	90,9	0,0002	Nativa
	<i>Gavilea lutea</i>	83,3	0,0004	Nativa
	<i>Adenocaulon chilense</i>	76,6	0,0002	Nativa
	<i>Codonorchis lessoni</i>	75,4	0,0002	Nativa
	<i>Carex scabrida</i>	66,7	0,0028	Nativa
	<i>Dysopsis glechomoides</i>	66,7	0,0030	Nativa
	<i>Chiliotrichium diffusum</i>	54,2	0,0138	Nativa
	<i>Carex meridensis</i>	50,0	0,0242	Nativa
	<i>Trisetum cernuum</i>	50,0	0,0242	Nativa
	<i>Osmorhiza chilensis</i>	33,8	0,0064	Nativa
Plantación sin intervención	<i>Galium fuegianum</i>	50,0	0,0246	Nativa
Corta en fajas	<i>Dactylis glomerata</i>	36,1	0,0482	Exótica*
Tala rasa	<i>Taraxacum officinale</i>	61,9	0,0044	Exótica*
	<i>Cirsium vulgare</i>	50,0	0,0032	Exótica*
	<i>Phacelia secunda</i>	47,8	0,0052	Nativa
	<i>Rumex acetosella</i>	43,6	0,0034	Exótica*
	<i>Trifolium repens</i>	43,2	0,0050	Exótica*
Corta de regeneración	<i>Sonchus tenerrimus</i>	54,3	0,0010	Exótica
	<i>Berberis microphylla</i>	43,3	0,0064	Nativa
	<i>Holcus lanatus</i>	36,9	0,0082	Exótica*
	<i>Galium aparine</i>	35,9	0,0166	Exótica
	<i>Acaena ovalifolia</i>	26,8	0,0300	Nativa

\* Especies que además de ser exóticas son invasoras. Se les describe en general como especies de abundante semillación, que compiten y desplazan a especies nativas (Quiroz *et al.*, 2009; Silva, 2010; Fuentes *et al.*, 2014; Herrera *et al.*, 2016).

#### 4.4.2. Análisis de la composición florística en relación con las variables ambientales

El análisis de ordenación de parcelas (Figura 5; Tabla 8) entregó una solución de dos dimensiones, explicando el 91,5% de la variación en la composición de especies entre tratamientos. La proporción de la varianza explicada por el eje 1 fue de 87,8% y 3,7 por el eje 2. Al desplazarnos de arriba abajo por el eje 2, podemos ver que los tratamientos se dividen en un gradiente de luz, donde arriba se ubican los tratamientos de cosechas, estos explicados fuertemente por la transmisión de luz (total, directa y difusa) y abertura de dosel, la cual es mayor en estos sitios por la menor o nula presencia de árboles en pie, acompañado de una alta cantidad de tocones por parcela. Por otra parte, la plantación sin intervención y el bosque de *N. pumilio* ubicados en los cuadrantes inferiores, presentan mayor intercepción de luz por sus copas y mayor cantidad de árboles presentes. Al desplazarnos de izquierda a derecha en el eje 1, podemos ver un gradiente que tiene mayor relación con las variables del suelo, a la izquierda se encuentra la plantación sin intervención con mayor cobertura y profundidad de hojarasca (acículas de *Pinus*), acompañado de un aumento en el pH del suelo; al medio el conjunto de los tratamientos de cosecha destaca en la cobertura y altura de herbáceas, encontrándose dominancia de especies de la familia Poaceae, y a la derecha el bosque de *N. pumilio* que posee mayor cantidad de materia orgánica y disponibilidad de nutrientes del suelo. Las variables altitud y distancia a la matriz de lenga, explican en gran medida las diferencias entre los tratamientos, pero estas no poseen significancia ecológica, sino más bien se explican en base al manejo que se ha realizado en la Reserva, considerando que los bosques de lenga se encuentran en zonas más altas que no alcanzaron a ser afectadas por los incendios, y que dentro de las zonas plantadas las cosechas partieron por las zonas más bajas y planas, afectando también en la distancia que existe entre los tratamientos, siendo la parte más alejada del bosque de lenga la que fue cosechada en primera instancia.

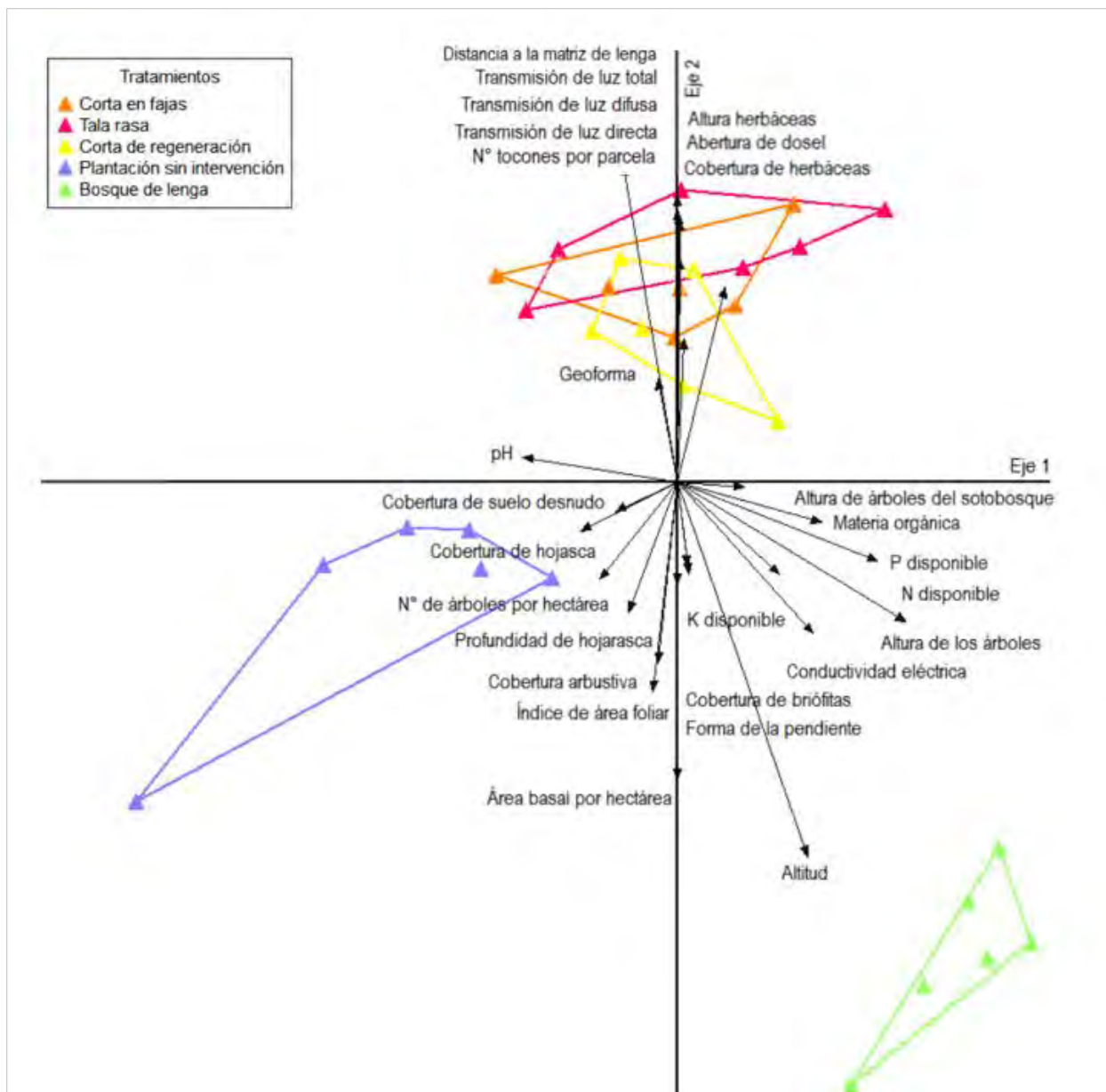


Figura 5. Diagrama de ordenación de las parcelas respecto a su composición florística y variables ambientales por medio del método NMS (Escalamiento Métrico No Dimensional) en la Reserva Nacional Coyhaique. Las parcelas se encuentran representadas con triángulos de colores, en rojo la tala rasa (TR), en naranja la corta en fajas (CF), en amarillo la corta de regeneración (CR), en azul la plantación sin intervención (PSI) y en verde el bosque de lenga (BL).

Paralelamente, por medio del análisis NMS se construyó una representación multidimensional de los tratamientos y sus respectivas especies indicadoras. En este análisis (Figura 6; Tabla 7), especies que se encuentran más cercanas a los polígonos de los tratamientos presentan mayor valor de especificidad.

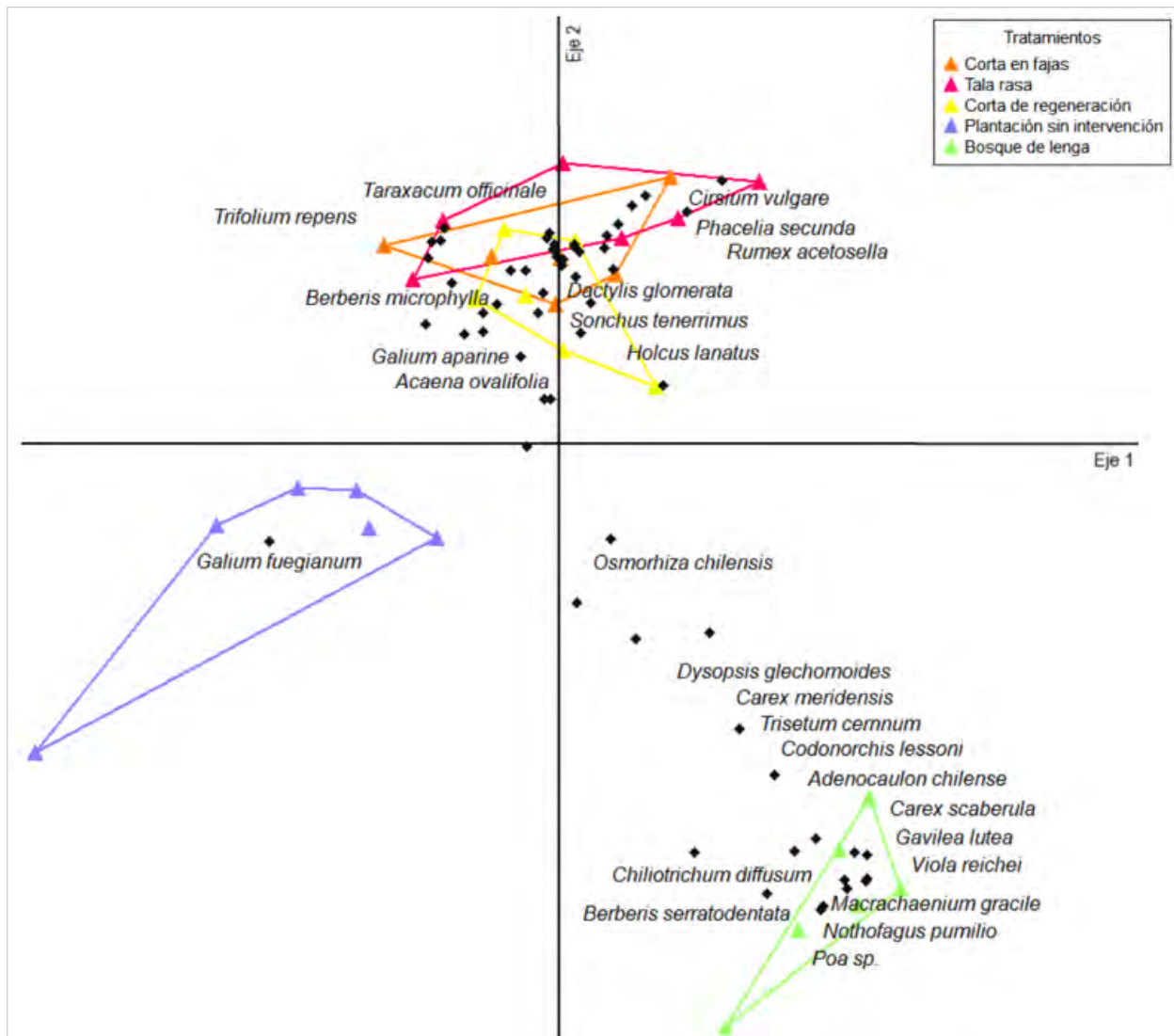


Figura 6. Diagrama de ordenación de las parcelas respecto a sus especies indicadoras y variables ambientales por medio del método NMS (Escalamiento Métrico No Dimensional) en la Reserva Nacional Coyhaique. Las parcelas se encuentran representadas con triángulos de colores, en naranja la corta en fajas (CF), en rojo la tala rasa (TR), en amarillo la corta de regeneración (CR), en azul la plantación sin intervención (PSI) y en verde el bosque de lenga (BL). Rombos negros indican ubicación de las especies en base a su especificidad.

Tabla 8. Correlación de variables ambientales para cada eje de ordenación. Se muestra el resultado de 18 de las 43 variables ambientales analizadas que presentan valor de coeficiente de determinación mayores a 0,25 para alguno de los dos ejes. Valores en negrita se destacan por ser aquellas variables ambientales que entregan mayor información que explica las diferencias entre tratamientos.

Variables ambientales	Eje 1		Eje 2	
	r	r <sup>2</sup>	r	r <sup>2</sup>
Altitud	<b>-0,933</b>	<b>0,871</b>	0,206	0,042
Distancia al bosque de lenga	0,848	0,719	-0,034	0,001
Área basal por hectárea (Gha)	-0,789	0,622	-0,358	0,128
N° de tocones por parcela	0,777	0,604	0,328	0,108
Transmisión de luz directa	0,756	0,572	0,340	0,116
Transmisión de luz total	0,750	0,562	0,360	0,130
Transmisión de luz difusa	0,738	0,544	0,379	0,144
Abertura del dosel	0,682	0,465	0,348	0,121
Índice de área foliar (LAI)	-0,646	0,417	-0,510	0,261
Cobertura de herbáceas	0,615	0,379	0,598	0,358
Conductividad eléctrica	-0,610	0,372	0,349	0,122
Cobertura de arbustos	-0,603	0,363	-0,464	0,215
Altura de los árboles	-0,601	0,362	0,529	0,280
Altura de herbáceas	0,541	0,293	0,341	0,116
N° árboles por hectárea (Nha)	-0,418	0,175	<b>0,618</b>	<b>0,382</b>
Cobertura de hojarasca	-0,286	0,082	-0,615	0,379
Profundidad de hojarasca	-0,500	0,250	-0,556	0,309
P disponible	-0,461	0,212	0,536	0,287
pH	0,275	0,076	-0,523	0,274

r= correlación de Pearson.

r<sup>2</sup>= coeficiente de determinación de la variable respecto a cada eje.

## **4.5. Medidas de manejo para la restauración de ecosistemas en proceso de conversión de plantaciones de coníferas exóticas a bosque de lenga**

### 4.5.1. Situación actual

En base a los resultados de este estudio podemos observar que la flora presente en el sotobosque de la plantación sin intervención y en los tratamientos silviculturales dista bastante de la flora del sotobosque del bosque de *N. pumilio*. Si bien, se presentan especies en común entre el bosque con los demás tratamientos, esta similitud se expresa en especies más bien generalistas (poseen mayor tolerancia a las variaciones del ambiente), por lo que un grupo importante de especies específicas de los bosques de *N. pumilio* están ausentes en los tratamientos de plantación sin intervención y con cosecha. Lo anterior nos permite ver que los tratamientos como la tala rasa, con una casi nula presencia de árboles y diversos factores que afectan la productividad del sitio, podrían asemejarse al ecosistema degradado que existió luego de los incendios que afectaron a la Reserva. Un poco por sobre la tala rasa se ubican la corta en fajas y de regeneración, las cuales poseen una funcionalidad ecosistémica mayor al presentar aún árboles en pie y otorgar mayor protección a las especies del sotobosque. Por sobre los tratamientos silviculturales está la plantación sin intervención, acercándose más a las características ambientales del bosque de *N. pumilio* por su cobertura del dosel, pero con un sotobosque pobre en especies. Sin embargo, todos los tratamientos antes mencionados están lejos al bosque objetivo de *N. pumilio* (Figura 7). Los tratamientos de cosecha, e incluso la misma plantación sin intervención podrían considerarse como acciones de restauración, por cuanto se esperaba recuperar la funcionalidad y composición de especies del bosque original. En consecuencia, los resultados anteriores permiten sostener que las actividades de restauración pasiva, que consisten en la cosecha de plantaciones de coníferas exóticas y posterior abandono de terrenos para que estos se recuperen naturalmente, no sería una práctica favorable, considerando principalmente que el conjunto de especies presente en el sotobosque de bosques de *N. pumilio* no está tomando posición en los demás tratamientos de forma natural.

La escasa recuperación de la composición de especies en todos los tipos de tratamientos con plantación, indican una restauración pasiva deficiente, que puede deberse en parte a los grandes incendios. Estas perturbaciones de larga data ocurridos en la región, pueden haber eliminado los legados biológicos (árboles en pie) y con ello todo rastro de regeneración o banco de semillas en el área. Además, *N. pumilio* posee una regeneración vegetativa limitada (Veblen *et al.*, 1996), y a pesar de ser su semilla dispersada por el viento, esta alcanza una corta



distancia de dispersión. Por ejemplo, Cuevas (2000) describe distancias de dispersión de semillas inferiores a 110 metros en Tierra del Fuego, y baja cantidad de semillas viables (Premoli, 2004), lo cual hace difícil la restauración pasiva de esta especie en las áreas de plantación. Además, *N. pumilio* presenta un proceso sucesional difícil de imitar con métodos silviculturales como la tala rasa, ya que, en bosques naturales de esta especie, principalmente emergen nuevos individuos en claros generados por la caída de individuos antiguos, que a medida que crecen van compitiendo entre sí (Premoli, 2004; Quintanilla, 2008; Promis, 2018), pero siempre contando con la protección de los individuos adultos aledaños y no al completo descubierto. Es así, como se ha evidenciado que el establecimiento de plantas de regeneración de *N. pumilio* es escaso en grandes aberturas de bosques producidas por la caída masiva de árboles (González *et al.*, 2006), quizá debido al escaso aporte de semillas, por el bajo número de árboles semilleros (Schmidt *et al.*, 2004), el efecto desecante del viento y la presencia de herbívoros (González *et al.*, 2006).

Respecto a las especies del sotobosque del bosque de *N. pumilio* estas varían sustancialmente de las presentes en los demás tratamientos, por lo que ningún tratamiento estaría recuperando o manteniendo especies específicas del bosque original. Más bien, para los tratamientos se cosecha destaca una amplia dominancia de especies exóticas, varias de ellas además invasoras.

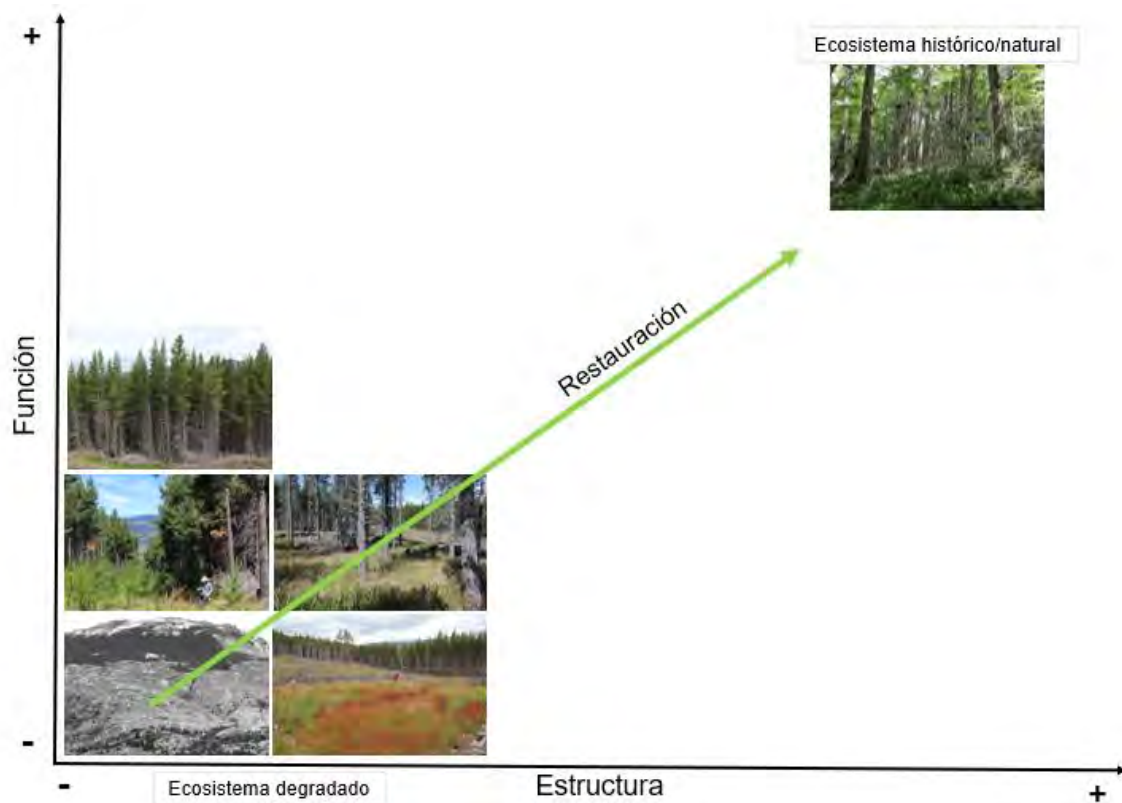


Figura 7. Marco conceptual del estado de las áreas de plantación de coníferas exóticas con y sin manejo, respecto a bosques originales de *N. pumilio*. Esquema de doble eje, en la vertical se presenta la funcionalidad de los ecosistemas y en la horizontal la estructura. En la esquina inferior izquierda se presenta una fotografía cercana al área de estudio (Quintanilla, 2008), acompañada de una imagen de la tala rasa; sobre estas a la izquierda una foto de corta por el método de fajas y a la derecha de regeneración; sobre estas la plantación sin intervención y en la esquina superior derecha el bosque objetivo de *N. pumilio*. Modificado de Stanturf, 2015.

#### 4.5.2. Amenazas a la regeneración

Si bien dentro de los tratamientos de plantación y cosechas no se presentó evidencia alguna de regeneración de *N. pumilio*, no se realizaron muestreos en el ecotono presente entre el bosque de *N. pumilio* y la plantación sin intervención o cosechas. Contar con información de regeneración natural en las áreas circundantes a los parches de bosque es relevante, de manera de examinar si en áreas donde efectivamente pueden acceder semillas de la especie, éstas efectivamente logran instalarse y, además, si algún tipo de tratamiento silvicultural les proporciona un mejor desarrollo.

Considerando una posible regeneración natural de *N. pumilio* y la ya existente regeneración de otras especies acompañantes dentro de las áreas a restaurar, es importante considerar las amenazas a las que éstas se podrían ver enfrentadas (Tabla 9).

Tabla 9. Amenazas directas para la regeneración en proceso de conversión de plantaciones de coníferas exóticas a bosques de *Nothofagus pumilio*.

N°	Amenaza directa para la regeneración
1	La herbivoría es una de las principales amenazas a la regeneración de diversas especies. En el área de estudio hay registro de presencia de especies invasoras como conejos y jabalíes, y especies de ganado como vacas, las cuales en su proceso de alimentación pueden comer individuos de regeneración, o en caso de animales más grandes pisotearla.
2	Daño o muerte de individuos de regeneración al momento de cosechar árboles de plantación aledaños al área de restauración.
3	La situación ambiental presente en áreas abiertas, como en tala rasa puede ser una amenaza por la alta cantidad de radiación directa que puede llegar a las plantas de regeneración.
4	Introducción y establecimiento de especies exóticas invasoras de flora vascular que generen competencia para las especies de regeneración.

#### 4.5.3. Propuestas de restauración

Si bien, existen diversas experiencias de restauración en el mundo a través de la conversión de plantaciones con especies exóticas a bosque nativo, pocas se han enfocado en bosques del hemisferio sur y de especies latifoliadas (Kremer y Bauhus, 2020). Esto implica que no existen modelos exactos a seguir y si bien se pueden generar propuestas o sugerencias de actividades a realizar para la conversión de áreas que han sido degradadas, siempre dependerá de cada caso cuáles son estas mejores acciones para llevar a cabo.

La mejor opción en cuanto a restauración de bosques que han sido talados contempla una combinación de acciones de restauración pasiva y activa (Forbes *et al.*, 2021). Las acciones de restauración pasiva son mucho más baratas, pero difícilmente se llega a los objetivos deseados y menos si se trata de obtener resultados relativamente rápidos. Por otra parte, la restauración activa requiere de grandes presupuestos, los cuales por lo general no están disponibles (Meli *et al.*, 2017; Forbes *et al.*, 2021). Por ello, se debe optar por una combinación de actividades que

se complementen y logren convertir, en este caso, las áreas cosechadas y plantaciones de exóticas a un estado lo más parecido al bosque de *Nothofagus pumilio* original.

El sitio de estudio sufrió diversos procesos de degradación, tales como tala de ejemplares de *Nothofagus pumilio*, quemas de grandes extensiones, instalación de plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento, instalación de especies de cultivo para forraje y presencia de especies exóticas invasoras (Quintanilla, 2008; CONAF, 2009). Según los resultados descritos en este estudio, podemos concluir que esta área aún se encuentra con un alto grado de degradación, lo cual sugiere que las acciones de conversión necesarias para subsanar estos daños pueden ser considerables. A continuación, se presenta una serie de acciones que parecen apropiadas para acelerar el proceso de restauración.

- *Eliminación de malezas*

Las especies exóticas invasoras conforman una fuerte amenaza para las poblaciones de especies nativas que se presentan naturalmente en el área (Pauchard, 1999), así también se presentan como un problema para con los individuos que pueden ser instalados en procesos de reforestación. Esto se produce debido a la competencia que generan especialmente con la regeneración, pudiendo desplazar a especies nativas y afectar la dinámica sucesional de la vegetación. Esto incluye tanto la eliminación de regeneración de las mismas especies de coníferas exóticas plantadas, especies exóticas adventicias e incluso en algunos casos plantas nativas más oportunistas, que actúen como competidoras de las especies objetivo para la zona, debido a su éxito en instalación y rápida expansión (Echeverría *et al.*, 2021). Para asegurar su efectiva exclusión es importante llevar a cabo más de un proceso de control de malezas. Echeverría *et al.*, (2021) recomiendan que, al momento de la extracción de malezas, la cual puede ser manual o mecánica, los desechos sean triturados y distribuidos dentro de la misma área donde fueron extraídos. Esto puede servir como método inhibitor de rebrotes de las mismas malezas y para reducir la pérdida de humedad del suelo, sobre todo en la temporada más cálida. Sin embargo, se debe tener precaución con las malezas de abundante semillación, extrayéndolas en fechas que no cuenten con estructuras reproductivas para así disminuir el riesgo de actuar como dispersores.

- *Reforestación con especies arbóreas, arbustivas y herbáceas originales del bosque objetivo*

La reforestación es una de las actividades más comunes y a la vez exitosa en los procesos de restauración activa. En procesos de restauración ecológica, es importante realizar esta reforestación con especies originales del ecosistema en cuestión, y no considerar solo la reforestación con especies arbóreas, ya que, si bien se aspira a llegar a un bosque como objetivo, estos se componen de especies de diversas formas de vida y que habitan distintos estratos. Por ello, lo ideal es un proceso de reforestación paulatino, que imite el proceso de sucesión natural, contemplando especies pioneras que aporten a mejorar las condiciones de área y finalmente, recuperar tanto la composición de especies como la funcionalidad ecológica del bosque original. Esta metodología considera un largo horizonte de tiempo y esfuerzos económicos, por lo que en general es poco aplicada. Una solución un poco más simplificada a la propuesta anterior podría ser, la instalación conjunta de una combinación de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas. Para este caso en particular se podría recomendar en base a lo observado en terreno una combinación de: *Nothofagus pumilio* en la estrata arbórea, *Maytenus disticha*, *Berberis serratodentata* y *Chilictrichum diffusum* en la estrata arbustiva y *Macrachaenium gracile*, *Viola reichei* y *Adenocaulon chilense* en la estrata herbácea. Estas especies se mencionan en función de su abundancia en los bosques de *N. pumilio*, pero es importante evaluar su disponibilidad en viveros para procesos de reforestación y proporción de cada una en base al área donde serán instaladas, ya que esto puede variar en base a si se instalan en áreas abiertas como tala rasa o áreas con cobertura de dosel. Además, al no existir conocimiento de en qué etapa de la sucesión estas especies se instalan, no se sabe si son capaces de establecerse juntas (podrían generar competencia o exclusión), por lo que se recomiendan mayores estudios y pruebas previas a su instalación (Lamb *et al.*, 2005).

Un ítem de relevancia a considerar para la reforestación es que las semillas o individuos a utilizar sean de sectores lo más cercano posible o de lugares que posean condiciones ambientales similares. Esto permite asegurar un mínimo de sobrevivencia, ya que así se tiene un grado de certeza de que al menos los individuos provienen de madres que habitan en condiciones con rangos de temperaturas y precipitaciones semejantes, además, de conservar el acervo génico de las poblaciones del área.

Por otro lado, la evaluación del potencial de regeneración es un punto que podría abaratar costos. En este caso sabemos que no hay regeneración de *Nothofagus pumilio* en las áreas de

plantación de coníferas exóticas y cosechas. Pero en el caso de especies arbustivas como *Maytenus disticha*, *Ribes magellanicum* o *Berberis microphylla*, es posible encontrar abundante cantidad de semillas, no necesariamente en cada uno de los tratamientos, pero si dentro de la misma Reserva Nacional (observación personal). Esto puede servir de punto inicial para la restauración, ya que estas especies que se comparten en los bosques de *N. pumilio* y en los demás tratamientos, pueden servir de protección a los individuos de reforestación (plantación o siembra) de otras especies o también, disminuir los esfuerzos empleados en la recuperación de esta estrata, ya que, al haber especies arbustivas presentes, se puede dirigir la atención en la estrata herbácea y arbórea.

Existen especies nativas que igualmente pueden presentarse como especies invasoras (Echeverría *et al.*, 2021), por lo que se debe tener mucha precaución con las especies a seleccionar para las reforestaciones. En este estudio se observó que la especie *Vicia nigricans* (nativa) ocupaba todo el espacio disponible en el sotobosque cuando las condiciones de luz le eran favorables (observación personal), pudiendo generar una fuerte competencia a los individuos que se puedan instalar en reforestaciones posteriores.

- *Cosecha de plantaciones aún presentes por métodos menos invasivos*

Para los parches de plantación de coníferas exóticas que aún no han sido cosechados, es importante contemplar métodos de corta que sean los menos dañinos para la salud del ecosistema. La tala rasa por ejemplo es un método muy cuestionado y poco recomendable en términos ecológicos y de conservación; ya que al tratarse de una amplia superficie que pierde su cubierta arbórea de forma drástica, deja el área desprovista de una cubierta protectora que la vuelve propensa a la erosión de los suelos, facilita la invasión de malezas, afecta el régimen hídrico, y genera efectos sobre la fauna tales como pérdida de sitios de nidificación, protección y resguardo (Frêne y Núñez, 2010; Otero, 2022). Hay autores que recomiendan generar aberturas de dosel que de cierto modo imiten la dinámica natural de los bosques (caída de individuos viejos), de este modo se promueve una mejora de las condiciones ambientales, da paso a la entrada de especies nativas y sirve de protección para especies menos tolerantes a la radiación directa (Coates y Burton, 1997; Muscolo *et al.*, 2014), esto podría llevarse a cabo mediante el anillamiento de los árboles que se deseen eliminar. Si consideramos que *Nothofagus pumilio* es una especie intolerante a la sombra de adulto, no se comporta igual cuando joven, ya que en este periodo más vulnerable necesita de una cubierta protectora,

siendo muy tradicional la regeneración de estos bosques a través de la aplicación de cortas sucesivas con regeneración natural bajo un dosel de protección (Cruz y Schmidt, 2007).

- *Ampliación de parches de bosque de N. pumilio*

Los bosques originales de *N. pumilio* cuentan con especies que no se encuentran presentes en los demás tratamientos, por lo que pensar en realizar cosechas de las áreas de plantación aledañas a estos bosques (zonas de amortiguamiento) o comenzar a restaurar las áreas ya manejadas circundantes al bosque de *N. pumilio* podría servir como un modo de restaurar más económico (Lamb *et al.*, 2005). Por una parte, se puede considerar que podría existir dispersión natural de semillas de las especies del bosque a las áreas inmediatas, por otra parte, se aprovecha la cobertura de dosel que brindan los árboles del borde, que otorgarían sombreado y protección, tanto a individuos que puedan emerger naturalmente o a individuos de plantación que se puedan instalar en estas áreas (Dendy *et al.*, 2015). Esta metodología de expansión además mantendría la conexión entre el bosque, ya que el restaurar parches muy distantes podría finalmente expresarse en fragmentos de bosque aislados.

- *Remoción de suelo compactado o saturado*

Una actividad más agresiva, pero que ha sido útil en otros ecosistemas consiste en la remoción de la capa superior de suelo como método de restauración, esto cuando el suelo se encuentra saturado de raíces, capas de hojarasca gruesas que impiden la instalación de nuevos individuos o matorrales muy densos que no permiten la regeneración, generando fenómenos de sucesión retenida como podría ser en nuestro caso. Este método utilizado por Soto y Puettmann (2017) en bosques de *Nothofagus dombeyi* para la eliminación de matorrales de *Chusquea culeou*, podría ser evaluado para zonas como las cosechadas por tala rasa, ya que cuentan con capas densas de herbáceas exóticas invasoras que actúan como verdaderas alfombras que podrían estar evitando la instalación de semillas de especies de relevancia; o también, en zonas de plantación sin intervención que presentan capas de acículas que superan los 20 cm de profundidad (observación personal).

## 5. DISCUSIÓN

Este estudio compara áreas de bosque original de *Nothofagus pumilio*, como referencia para la conversión dentro de un proceso de restauración pasiva, con una plantación sin intervención de coníferas exóticas que representa gran superficie de la Reserva con plantaciones antiguas y tres tratamientos de cosechas por distintos métodos (tala rasa, regeneración y por fajas). Además, se relacionan estas diferencias con las variables ambientales del sitio para examinar su relación con la variación florística.

La cantidad de especies encontradas en este estudio fue de 77, valor similar al que describen Braun *et al.*, (2017) de 70 especies para una zona cercana a la Reserva Nacional Coyhaique, además, en bosques de *N. pumilio* exponen valores de 16,2 especies mientras que en este estudio se describen 17; en plantaciones de *Pinus* Braun *et al.*, describen 7,8 especies y en este estudio se describen 11. Dado lo anterior, se puede aseverar que los valores de riqueza presentes en este estudio son coherentes con otros estudios de la zona. Además, esta diferencia al comparar la riqueza entre el bosque de *N. pumilio* y la plantación de coníferas evidencia la degradación y perturbación presente en las zonas de plantación.

La proporción de especies nativas versus introducidas también da evidencias de esta degradación. Braun *et al.*, (2017) exponen una proporción de 69% especies nativas y 30% de introducidas en bosques de *N. pumilio*, mientras que en plantaciones, 52% de especies nativas y 48% de exóticas. En este estudio en el bosque de *N. pumilio* el 87% de las especies son nativas y 10% exóticas (3% indeterminado), y en la plantación 87% son nativas y 13% introducidas. En bosques de *N. pumilio* los valores son muy similares, no así en la plantación. Esto se puede explicar porque el estudio realizado por Braun *et al.* (2017), considera entre las zonas de plantaciones algunas de edad joven y dosel abierto, lo que en nuestro caso podría ser más comparativo con las cortas por métodos de corta en fajas o regeneración, las cuales poseen valores de 54% nativas y 44% exóticas (2% indeterminadas) y 46% nativas y 52% introducidas (2% indeterminadas), respectivamente. Los valores de riqueza de especies nativas y exóticas de las cosechas son más similares a lo descrito por otros autores, coincidiendo en la gran proporción de especies exóticas, lo suele asociarse a bosques o áreas altamente alteradas (Fajardo y Llancabure, 2019).



El hecho de que la plantación sin intervención tenga tan baja riqueza de especies puede explicarse por lo cerrado del dosel, dejando que muy poca luz pueda llegar a las especies del sotobosque (Paritsis y Aizen, 2008). En cambio, el mayor número de especies nativas sobre introducidas para esta área podría explicarse por que la mayoría de las especies introducidas que se describen para el área de estudio, son especies poco tolerantes a la sombra que habitan condiciones de cielo abierto, con alta radiación solar (Mardones *et al.*, 2015). Solo un par de especies nativas podrían describirse como generalistas (Riedemann y Aldunate, 2011), ya que se adaptan a un rango mayor de condiciones ambientales, viviendo en algunos casos bajo la sombra de bosques densos y de hoja persistente (bosques siempreverde) que logran soportar estas condiciones de umbría permanente.

Las familias con mayor número de representantes para el área, al igual que a nivel nacional y mundial, fueron Poaceae y Asteraceae (Teillier *et al.*, 2010). Estas familias fueron las que presentaron mayor cantidad de representantes exóticos para el área; en las Poaceae destaca la especie *Holcus lanatus* (pasto miel) como la especie con mayor abundancia en todos los tratamientos de cosecha, y en las Asteraceae, *Lactuca virosa* que es la más abundante también en las cosechas. Fajardo y Llancabure (2019) indican que se debe tener especial cuidado con especies como *Holcus lanatus* por ser indicadores de sitios altamente alterados y además por las grandes extensiones que puede llegar a invadir. Estas especies no destacan en el análisis de especies indicadoras (ISA), pero son especies muy abundantes y con alto potencial invasor, por lo que es importante enfocarse en ellas en procesos de eliminación de malezas y evitar generar condiciones óptimas para su avance y reproducción. Otras especies exóticas presentes en el área que si aparecen como especies indicadoras y que poseen alto potencial invasor son *Taraxacum officinale* y *Cirsium vulgare* de la familia Asteraceae, *Dactylis glomerata* de la familia Poaceae, y *Rumex acetosella* (Polygonaceae) y *Trifolium repens* (Fabaceae) de otras familias (Quiroz *et al.*, 2009; Silva, 2010; Fuentes *et al.*, 2014; Herrera *et al.*, 2016).

Los resultados de este estudio muestran una gran diferencia en composición de especies entre tratamientos; el bosque de *N. pumilio* está principalmente representado por herbáceas perennes nativas de la clase Magnoliopsida; la plantación sin intervención se sitúa como un nivel intermedio compartiendo especies con el bosque y con las cosechas; y las cosechas son similares entre sí en composición de especies, dominadas por herbáceas anuales y bianuales introducidas de la clase Liliopsida. Igualmente, entre ellas presentan diferencias en sus

abundancias, lo que quedó evidenciado con el dendrograma de doble entrada y el análisis MRPP, los cuales indican que la tala rasa es el método de cosecha más agresivo e invasivo.

El análisis de especies indicadoras (ISA) funcionó como una buena fuente de información, ya que entregó un listado con la predominancia de las especies del bosque de *N. pumilio*, permitiendo extraer las especies más importantes para actividades de reforestación. Donde destacan las especies herbáceas, dando señales claras de que actividades de restauración activa que contemplen instalación de nuevos individuos en el área, debe ir más allá de solo árboles.

Las diferencias de sotobosque entre tratamientos fueron notorias y estadísticamente significativas. Esto fue evidente tanto en la riqueza, diversidad y abundancia de las especies, como por su origen fitogeográfico. Diversas variables ambientales pueden estar relacionadas con estas diferencias. De acuerdo al análisis de ordenación (NMS), la cobertura de dosel afectaría en gran medida el conjunto de especies presentes en cada tratamiento, debido principalmente a las tolerancias de radiación de las especies. Otros factores si sitio que afectaron en estas diferencias son la altitud y la distancia de las parcelas de plantación y cosechas al bosque de *N. pumilio*, lo que se puede ver expresado en distancias muy grandes para la efectiva dispersión de las semillas de las especies específicas del bosque de *N. pumilio*; ya que como se mencionó anteriormente *N. pumilio* a pesar de presentar dispersión anemocoría, no dispersaría sus semillas a más de 110 metros del árbol madre, siendo lo más común que estas caigan bajo la misma copa del árbol semillero (considerando que las parcelas en la plantación se encontraban en promedio a 250 m del bosque de *N. pumilio* y las parcelas en cosechas a más de 450 m lineales promedio). Además, la especie posee ciclos reproductivos que van de entre 6 a 8 años, por lo que no se dispone de semillas constantemente y muchas de estas no son viables (Cuevas, 2000; Ipinza y Espejo, 2000; Premoli *et al.*, 2004).

Por otro lado, la estructura de los bosques de *N. pumilio* en cuanto a área basal se asemeja con la de plantación sin intervención, pero difieren en la forma en que ésta se compone, ya que los bosques de *N. pumilio* presentan árboles de distintas clases diamétricas, con distribución heterogénea, varios estratos de la misma especie y un menor número de árboles maduros por hectárea, siendo concordante con lo observado por Braun *et al.* (2017) en bosques adultos de esta especie en la región. En cambio, en la plantación se pueden ver individuos de una sola

clase diamétrica, dispuestos en hileras (homogéneo) y todos de alturas similares, siguiendo el modelo clásico de las plantaciones (Otero, 2022).

Tras todos los antecedentes recaudados, se puede concluir que, para convertir plantaciones de coníferas exóticas a bosque nativo en la zona austral del país, no basta con cosechar las plantaciones y asumir que estas zonas se restaurarán de forma pasiva (en este tipo de ambientes). Todo indica que no existen propágulos de *N. pumilio* disponibles para emerger de manera natural o no se encuentran las condiciones para que se establezcan en las áreas a restaurar. Si bien se cuenta con un par de especies arbustivas y herbáceas generalistas, existe un gran número de especies especialistas de los bosques de *N. pumilio* que tampoco se instalarán naturalmente en estas áreas cosechadas. Se puede deducir que tras las cosechas de las plantaciones de coníferas exóticas se presenta una sucesión detenida, dominada por herbáceas invasoras. Así, nuestros resultados difieren de los presentados por diversos autores, tales como la revisión de Meli *et al.*, (2017), quienes indican que áreas que han sido taladas logran una recuperación relativamente rápida y de manera pasiva. En cambio, en el caso particular de este estudio, se cuenta con un disturbio mayor anterior, de incendios, que persistieron en el territorio por meses, erosionando los suelos y eliminando gran parte de los restos biológicos que podrían haber permitido una recuperación natural. Becerra *et al.*, (2022) por su parte, indican que en ecosistemas de Chile central que fueron afectados por intensos incendios la restauración pasiva es factible, principalmente debido a la abundancia de la regeneración vegetativa de las especies de esa zona. Otro caso para la zona centro-sur es el expuesto por Kremer *et al.* (2021b), quienes evaluaron el área continua entre plantaciones de *Pinus radiata* y bosques nativos, contando exitosamente con regeneración natural de especies arbóreas nativas, lo que indica que en estas áreas podría ser exitosa una restauración pasiva. Todo esto resalta la importancia de realizar estudios caso a caso, por cuanto hay sitios donde la restauración pasiva podría resultar exitosa y otros en los que no. La recuperación de los ecosistemas es diferente, debido a los patrones de la perturbación a la que el área fue sujeta, la disponibilidad de las especies y el desempeño o respuesta ecofisiológica de las especies (Pickett y Cadenasso, 2005), además de otras variables importantes como son la formación vegetal, la altitud, la latitud, etc.

Así, en casos como el presente es factible recomendar que la restauración debe considerar una mezcla de actividades pasivas y activas. Ecosistemas enfrentados a condiciones menos favorables requerirán de mayor estudio y esfuerzo para realizar procesos de conversión

exitosos. Donde la siembra y/o plantación de especies nativas arbóreas, arbustivas y herbáceas acorde al área resulta una de las actividades necesarias, pero no la única. Ya que al enfrentar un ecosistema que sufre una sucesión detenida, acciones de mejoramiento del sitio mediante eliminación de malezas o remoción de la capa superior del suelo pueden ayudar a hacer el proceso de restauración más efectivo.

## 6. CONCLUSIONES

La Reserva Nacional Coyhaique a lo largo de su historia ha sufrido diversas modificaciones, que van desde largos e intensos incendios, instalación y cosecha de plantaciones de coníferas exóticas, introducción de ganado, entre otras. Estas acciones han llevado a fuertes cambios en su vegetación, sobre todo en la parte más baja de esta, que solía estar dominado por bosques de *Nothofagus pumilio* y actualmente comprende más de 700 hectáreas de plantaciones de *Pinus*. Sin embargo, este panorama está cambiando y por medio de procesos de conversión en la Reserva están llevando a cabo el cambio de plantaciones de coníferas exóticas a bosques originales de la zona.

Por medio de una caracterización florística y ambiental de las zonas de bosque de *N. pumilio*, plantaciones de coníferas exóticas y áreas de plantación ya cosechadas (cosechas por métodos de tala rasa, corta en fajas y de regeneración), se ha evaluado la suficiencia de estos métodos de cosecha en el proceso de restauración pasiva de estas áreas de la Reserva. Evidenciando que las áreas cosechadas no se están acercando en cuanto a riqueza, diversidad y abundancia de especies al bosque de *N. pumilio*; sino, más bien se encuentran siendo invadidas por especies exóticas de las familias Poaceae y Asteraceae principalmente, generando un proceso de sucesión detenida en las áreas de cosecha.

Diferencias ambientales como la cobertura del dosel, con ella la transmisión de luz (total, directa y difusa) afectan la composición de especies de las cosechas, las cuales al tener mayor superficie descubierta y con ello mayor ingreso de radiación directa, dan lugar a un ambiente propicio para la instalación de especies invasoras. La distancia de las áreas cosechadas a la matriz de *N. pumilio* también afecta en la diferencia en composición de especies, al estar tan alejadas, aunque estén dentro de la misma Reserva, los propágulos pueden tener dificultades o simplemente no tener medios para llegar a estas áreas a restaurar. Lo anterior ha generado amplias diferencias de composición de especies entre los tratamientos de cosecha con el bosque de *N. pumilio*. Por otro lado, las zonas de plantación que no han sido manejadas tampoco se asemejan al bosque de *N. pumilio*, si bien presentan valores similares de cobertura de dosel y están espacialmente más cerca, estas podrían presentar factores ligados al suelo que afectan la instalación de nuevas especies; se destaca el caso de la gruesa capa de acículas con bajo grado de descomposición que cubre los suelos de dichas plantaciones, que

pueden estar generando una barrera para la instalación de nuevos individuos, considerando además que estas plantaciones no presentan regeneración ni de su misma especie.

Respecto a las actividades de restauración que podrían ser útiles para la conversión efectiva de áreas de plantación y cosechas a bosques de *N. pumilio* originales de la zona. Se recomienda la combinación de acciones de restauración pasiva y activas, que contemplen acciones de mejoras de las condiciones ambientales, que ayuden al ecosistema a avanzar naturalmente en su recuperación y faciliten también el establecimiento de individuos sembrados o plantados en estas zonas, recalcando la instalación de no solo árboles, sino también especies arbustivas y herbáceas.

Se destaca la iniciativa de la Reserva de buscar recuperar los ecosistemas naturales de la zona, haciendo énfasis en la oportunidad presente de poder realizar ensayos de restauración con distintos métodos controlados que puedan guiar acciones futuras de restauración, las que cada día son más necesarios. Se recalca, además, la importancia de realizar acciones basadas en conocimientos específicos para cada tipo de formación vegetal y su ambiente.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

Ballester, A., Arias, A., Cobián, B., López-Calvo, E. y Vieitez, E. 1982. Estudio de potenciales alelopáticos originados por *Eucalyptus globulus* Labill., *Pinus pinaster* Ait. y *Pinus radiata* D. Pastos 12(2): 239-254.

Bannister, J., Donoso, P. y Mujica, R. 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. Bosque 37(2): 229-235.

Baral, H., Guariguata, M. y Keenan, R. 2016. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. Ecosystem Services 22: 260-268.

Becerra, P., Figueroa, C. y Meza, A. 2022. Post-fire vegetation dynamic in the locality of Rastrojos, central Chile. Gayana Bot. 79: 10-26. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432022000100010>

Braun, A., Troeger, D., Garcia, R., Aguayo, M., Barra, R. y Vogt, J. 2017. Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity, A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. Global Ecology and Conservation 10: 159-172.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología, base para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid, España. H. Blume. 820 p.

Centro de Agricultura y Medioambiente (AGRIMED). 2017. Atlas Agroclimático de Chile, estado actual y tendencias del clima, Tomo VI: Regiones de Aysén y Magallanes. Universidad de Chile. 132 p.

Coates, KD. y Burton, PJ. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management*, 99: 337–354.

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). 2010. Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2011-2020 Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad. 68 p.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2009. Plan de Manejo Reserva Nacional Coyhaique. Documento de trabajo N°525.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2022. CONAF avanza en reconversión a bosque nativo en la Reserva Nacional Coyhaique. [en línea] <<https://www.conaf.cl/conaf-avanza-en-reconversion-a-bosque-nativo-en-la-reserva-nacional-coyhaique/>> [consulta: 23 noviembre 2022].

Cruz, G. y Schmidt, H. 2007. Silvicultura en bosques nativos. En: Hernández, J., De la Maza, C. y Estades, C. (Eds.) Biodiversidad: Manejo y conservación de recursos forestales. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 279-307.

Cuevas, J. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology*, 88: 840-855.

Dendy, J., Cordell, S., Giardina, C., Hwang, B., Polloi, E. y Rengulbai, K. 2015. The role of remnant forest patches for habitat restoration in degraded areas of Palau. *Restoration Ecology*, 23(6): 872-881.

Dufrêne, M. y Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.



Echeverría, C., Coomes, D., Skas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A. y Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forest. *Biological conservation*, 130(4): 481-494.

Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A. y Espinoza, C. 2021. Más allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Primera Edición. Universidad de Concepción. 123 p.

Fajardo, A. y Llancabure, J. 2019. Bosques degradados del tipo forestal Siempreverde en la Región de Aysén: resiliencia y multifuncionalidad ecosistémica. Fondo de Investigación de Bosque Nativo. 40 p.

Forbes, A., Allen, R., Herbert, J., Kohiti, K. y Shaw, W. 2021. Determining the balance between active and passive indigenous forest restoration after exotic conifer plantation clear-fell. *Forest Ecology and Management* 479: 118621.

Frêne, C. y Núñez, M. 2010. Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo*. 47: 25-35.

Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres. y Marticorena, A. 2014. Plantas invasoras del centro-sur de Chile: Una guía de campo. Laboratorio de invasiones biológicas. 276 p.

Gann, G. y Lamb, D. 2006. La restauración ecológica – un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida (versión 1.1). Society for Ecological Restoration (SER) International, Tucson, Arizona, EE.UU. y IUCN, Gland, Suiza.

Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. y Dixon K. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. 2<sup>da</sup> ed. *Restoration Ecology* 27: 1-46.

Gärtner, S. y Reif, A. 2005. The response of ground vegetation to structural change during forest conversion in the southern Black Forest. *Eur J Forest Res* 124: 221-231.

Gerber, L. 2010. Conservation Biology. *Nature Education Knowledge* 3(10):14.

Global Carex Group. 2015. Making *Carex* monophyletic (Cyperaceae, tribe Cariceae): a new broader circumscription. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 179: 1-42.

Gobierno Regional de Aysén y Comisión Económica Para América Latina y el Caribe de las Naciones Unidas (CEPAL). 2009. Estrategia Regional de Desarrollo de Aysén. 225p.

Gómez, P., Bustamante, R., San Martín, J. y Hahn, S. 2011. Estructura poblacional de *Pinus radiata* D. Don en fragmentos de Bosque Maulino en Chile central. *Gayana Bot.* 68: 97-101.

González, M.E., Donoso, C., Ovalle, P. y Martínez-Pastur, G. 2006. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser - lenga, roble blanco, leñar, roble de Tierra del Fuego – Familia: Fagaceae. En: Donoso, C. (Ed.). Las especies arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. 486-500.

Hansen, J. y Spiecker, H. 2015. Conversion of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) Forests in Europe. In: Stanturf, A. (Ed.). Restoration of Boreal and Temperate Forests. 2<sup>nd</sup> Edition. New York, USA. CRC Press. Pp. 355-364.

Heinrichs, S., Pauchard, A., Schall, P. 2018. Native Plant Diversity and Composition Across a *Pinus radiata* D.Don Plantation Landscape in South-Central Chile—The Impact of Plantation Age, Logging Roads and Alien Species. *Forests* 9(9): 567.

Herrera, I., Goncalves, E., Pauchard, A. y Bustamante, R. 2016. Manual de plantas invasoras de Sudamérica. 116 p.

Heywood, V. y Iriondo, J. 2003. Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*. 113: 321-335.

Hobbs, R., Hallett, L., Ehrlich, P. y Mooney, H. 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience* 61(6): 442-450.

Ipinza, R. y Espejo, J. 2000. Biología Reproductiva en *Nothofagus*. En: Ipinza, R., Gutiérrez, B. y Emhart, V. Domesticación y Mejora Genética de raulí y roble. Universidad Austral de Chile, Instituto Forestal. 75-93.

Koleff, P., Gaston, K. y Lennon, J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.

Kremer, K., Bannister, J. y Bauhus J. 2021a. Restoring native forests from *Pinus radiata* plantations: Effects of different harvesting treatments on the performance of planted seedlings of temperate tree species in central Chile. *Forest Ecology and Management* 479: 118585.

Kremer, K. y Bauhus, J. 2020. Drivers of native species regeneration in the process of restoring natural forests from mono-specific, even-aged tree plantations: a quantitative review. *Restoration Ecology* 28: 1074-1086.

Kremer, K., Promis, A. y Bauhus, J. 2021b. Natural advance regeneration of native tree species in *Pinus radiata* plantations of south-central Chile suggests potential for a passive restoration approach. *Ecosystems* 25: 1096-1116. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00704-x>

Lamb, D., Erskine, P. y Parrotta, J. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science*, 310: 1628-1632.

Lambin, E., Turner, B, Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, O., Dirzo, R., Fisher, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. y Xu, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261-269.

Luebert, F. y Plischoff, P. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2ª ed. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 381p.

Mardones, D., Fuentes, N. y Saldaña, A. 2015. Comparación de la severidad de invasión asociada a caminos con diferentes niveles de perturbación en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Gayana Bot.* 72(2): 221-230.

McCune, B. y Grace, J. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Desing. Oregon, USA. 300p.

McCune, B. y Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.08. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

McIver, J. y Starr, L. 2001. Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs active approaches. *Forest Ecology and Management* 153:15-28.

McMahen, K. y van Bommel, J. 2020. Towards an integrated perspective of biological conservation and ecological restoration. *Restoration Ecology* 28(3): 494–497.

Meine, C. 2010. Conservation biology: past and present. In: Sodhi, N., Ehrlich, P. (Eds.). *Conservation Biology for All*. New York, USA. Pp. 7-26.

Meli, P., Holl, KD., Rey Benayas, JM., Jones, HP., Jones, PC., Montoya, D. y Moreno, D. 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE* 12(2): e0171368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. y Lara, A. 2015. Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60: 20-28.

Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. New York, USA. 547p.

Muñoz, S. 2018. Efecto de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon en una comunidad de arbustos en la Reserva Nacional Malalcahuello. *Habilitación profesional para optar al título de ingeniera en conservación de recursos naturales*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. 50 p.

Muscolo, A., Bagnato, S.; Sidari, M. y Mercurio, R. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25(4), 725–736. doi:10.1007/s11676-014-0521-7

Otero, L. 2022. Restauración de paisaje de plantaciones y sus servicios ecosistémicos: cortas en mosaico. Chile Forestal. Revista N° 402: 42-47.

Pafundi, L., Urretavizcaya, M., y Defossé, G. 2016. Micro-environmental changes induced by shape and size of forest openings: effects on *Austrocedrus chilensis* and *Nothofagus dombeyi* seedlings performance in a *Pinus contorta* plantation of Patagonia, Argentina. Forest Systems. 25(3): e075.

Paritsis, J., Aizen, M. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. Ecol. Manag. 255(5): 1575–1583.

Pauchard, A. 1999. SNASPE: nuevos desafíos para la conservación biológica. Bosque Nativo. 5-10.

Pauchard, A., García, R., Langdon, B. y Nuñez, M. 2014a. Invasiones de Plantas en Ecosistemas Forestales: Bosques y Praderas Invasidas. En: Donoso, C., González, M. y Lara, A. (Eds.). Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Valdivia, Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile. 673-691.

Pauchard, A., Langdon, B., Jiménez, A., Cavieres, L., Peña, E. y Núñez, M. 2014b. Pináceas invasoras en el sur de Sudamérica: patrones, mecanismos e impactos potenciales. En: Jaksic, A. y Castro, S. Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales. Ediciones UC, 283-308.

Peck, J. 2010. Multivariate Analysis for Community Ecologists: Step-by-Step using *PC-ORD*. MjM Software Design. Gleneden Beach Oregon USA. 162 p.

PEFC. 2018. Sustainable forest management – Requirements.

Pickett, S. y Cadenasso, M. 2005. Vegetation dynamics. In: Van der Maarel E (Ed.) Vegetation Ecology. Blackwell Publishing. 172-198.

Premoli, A. 2004. Variación en *Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser (Lenga). En: Donoso, C., Premoli, A, Gallo, L. y Ipinza, R. Variación intraespecífica en las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 145-171.

Promis, A. 2018. Claros de dosel en bosques nativos templados de Chile y Argentina: Conocimientos actuales y desafíos para el futuro. En: Donoso, P., Promis, A. y Soto, D. Silvicultura en bosques nativos, Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos. OSU College of Forestry, Corvallis, Oregon, USA. 23-49.

Promis, A., Gärtner, S., Butler-Manning, D., Durán-Rangel, C., Reif, A., Cruz, G. y Hernández, L. 2011. Comparison of four different programs for the analysis of hemispherical photographs using parameters of canopy structure and solar radiation transmittance. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 11: 19-33.

Promis, A., Gärtner, S., Reif, A. y Cruz, G. 2012. Effects of canopy gaps on forest floor vascular and non-vascular plant species composition and diversity in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Community Ecology* 13(2): 145-154.

Quintanilla, V. 2008. Degradaciones actuales en ecosistemas nordpatagónicos de Chile, derivados de los incendios de bosques durante el siglo pasado. *Tiempo y espacio* 21: 6-24.

Quiroz, C., Pauchard, A., Marticorena, A. y Cavieres, L. 2009. Manual de Plantas invasoras del Centro-Sur de Chile. Laboratorio de invasiones biológicas. 45 p.

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Repetto-Giavelli, F., Marcelo, W. y Teneb, E. 2012. Aprendiendo a Restaurar Ecosistemas. Guía para docentes y escolares. WCS-Chile y Explora-Conicyt. Proyecto ED15-036. 78 p.

Riedemann, P. y Aldunate, G. 2011. Flora Nativa de valor ornamental, Identificación y Propagación, zona sur y austral. 2da edición. 526 p.

Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sánchez, P. y Marticorena, A. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75: 1-430.

Royo, A. y Carson, W. 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: Consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(6): 1345-1362.

Schmidt, H., Caldentey, J., Promis, A. y Schmidt, A. 2004. Seguimiento forestal y Ambiental del uso de los bosques de lenga – XII Región. Informe 2004. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile y Corporación Nacional Forestal, XII Región. Región de Magallanes. 40 p.

Silva, F. 2010. Flora Agropecuaria de Aysén. Ministerio de Agricultura de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero. Región de Aysén. 520 p.



Silva, L., Freer-Smith, P. y Madsen, P. 2018. Production, restoration, mitigation: a new generation of plantations. *New Forests* 50: 153-168.

Smith, T. y Smith, R. 2008. *Ecología*. 6ª. Madrid, España. PEARSON Addison-Wesley. 776 p.

Society for Restoration Ecology (SER). 2004. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. 16 p.

Soto, D. y Puettmann, K. 2017. Topsoil removal through scarification improves natural regeneration in high-graded *Nothofagus* old-growth forests. *Journal of Applied Ecology*. 55: 967-976. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12989>

Soto, D. y Puettmann, K. J. 2020. Merging Multiple Equilibrium Models and Adaptive Cycle Theory in Forest Ecosystems: Implications for Managing Succession. *Current Forestry Reports*, 6(4): 282-293.

Stanturf, A. 2015. What Is Forest Restoration? In: Stanturf A. (Ed.). *Restoration of Boreal and Temperate Forests*. 2ª. New York, USA. CRC Press. pp. 1-16.

Stanturf, J. y Madsen, P. 2002. Restoration concepts for temperate and boreal forests of North America and Western Europe. *Plant Biosyst.* 136(2): 143-158.

Swanson, M., Franklin, J., Beschta, R., Crisafulli, C., DellaSala, D., Hutto, R., Lindenmayer, D. y Swanson, F. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front Ecol Environ.* 9(2): 117-125.

Teillier, S., Figueroa, J. y Castro, S. 2010. Especies exóticas de la vertiente occidental de la cordillera de la Costa, Provincia de Valparaíso, Chile Central. *Gayana Bot.* 67: 27-43.

Tzu-Yang, L., Kuo-Chuan, L., Vadeboncoeur, M.A., Ming-Zhen, C., Huang, M.Y. y Lin, T.C. 2015. Understorey plant community and light availability in conifer plantations and natural hardwood forests in Taiwan. *Applied Vegetation Science* 18: 591–602.

Vásquez-Grandón, A., Donoso, P. y Gerding, V. 2018. Forest degradation: when is a forest degraded? *Forests*, 9(11): 726 p.

Veblen, T., Donoso, C., Kitzberger, T. y Rebertus, A. 1996. Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* Forests. En: Veblen, T., Hill, R. y Read, J. (eds.) Yale University Press. *Ecology and Biogeography of Nothofagus Forest.*

Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. y Melillo, J. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*- 277: 494-499.

Walker, L. y del Moral, R. 2008. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science* 12: 55-67.

Wiens, J. y Hobbs, R. 2015. Integrating Conservation and Restoration in a Changing World *BioScience* 65(3): 302-312.

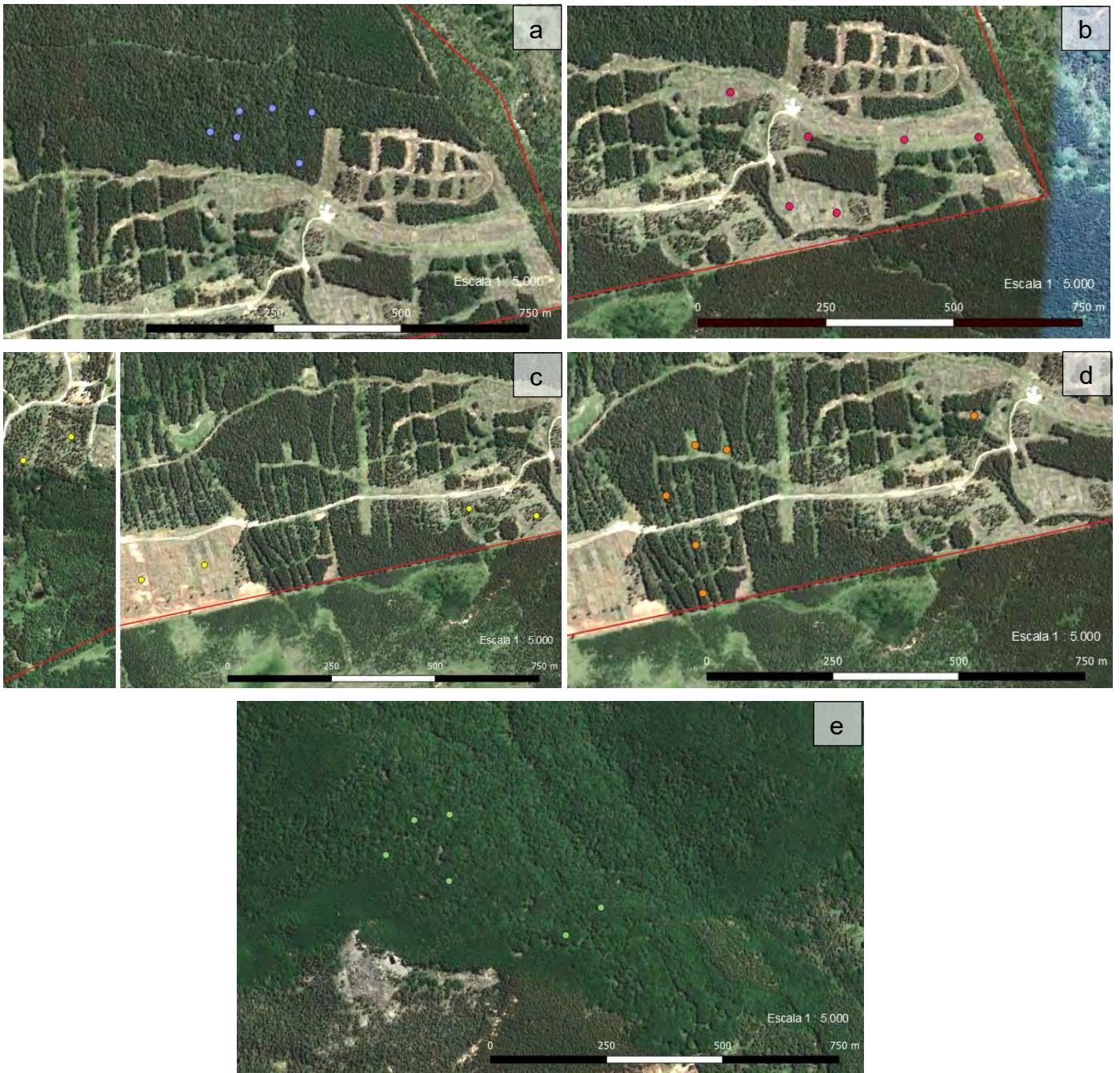
Wilson, M. y Shmida, A. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055-1064.

Zuloaga, F., Belgrano, M. y Zanotti, C. 2019. Catálogo de las plantas vasculares del cono sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). *Darwiniana*, 7(2): 937 p.

## 8. APÉNDICES

Apéndice 1. Imágenes satelitales (2021).

a) Plantaciones sin intervención de coníferas exóticas, b) cosechas por medio del método de tala rasa, c) cosechas por medio del método de regeneración, d) cosechas por medio del método de corta en fajas y, e) bosques de lenga.



Apéndice 2. Catálogo de flora vascular presente en el área de estudio dentro de la Reserva Nacional Coyhaique.

N°	Clase	Familia	Nombre científico	Origen fitogeográfico	Forma de vida	Método de dispersión	Tratamientos				
							CF	TR	CR	PSI	BL
1	Polypodiopsida	Blechnaceae	<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria			x	x	x
2	Pinopsida	Pinaceae	<i>Larix decidua</i> Mill.	Introducida	Árbol	Anemocoria		x			
3	Pinopsida	Pinaceae	<i>Pinus ponderosa</i> Douglas ex C.Lawson	Introducida	Árbol	Anemocoria	x	x			
4	Pinopsida	Pinaceae	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Introducida	Árbol	Anemocoria	x	x	x		
5	Pinopsida	Pinaceae	<i>Pinus</i> sp	Introducida	Árbol	Anemocoria					x
6	Pinopsida	Pinaceae	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	Introducida	Árbol	Anemocoria	x	x	x		
7	Liliopsida	Alstroemeriaceae	<i>Luzuriaga</i> sp.	Nativa	Indeterminado	Endozoocoria					x
8	Liliopsida	Corsiaceae	<i>Arachnitis uniflora</i> Phil.	Nativa	Hierba perenne	Barocoria			x		x
9	Liliopsida	Cyperaceae	<i>Carex canescens</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Hidrocoria, anemocoria		x			
10	Liliopsida	Cyperaceae	<i>Carex macloviana</i> d'Urv.	Nativa	Hierba perenne	Hidrocoria, anemocoria	x	x	x		x
11	Liliopsida	Cyperaceae	<i>Carex meridensis</i> (Steyerm.) J.R.Starr *	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria					x
12	Liliopsida	Cyperaceae	<i>Carex scabrida</i> J.R.Starr *	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria					x
13	Liliopsida	Juncaceae	<i>Luzula chilensis</i> Nees & Meyen ex Kunth	Nativa	Hierba perenne	Barocoria	x	x	x		
14	Liliopsida	Orchidaceae	<i>Codonorchis lessonii</i> (Brongn.) Lindl.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria				x	x
15	Liliopsida	Orchidaceae	<i>Gavilea lutea</i> (Comm. ex Pers.) M.N.Correa	Nativa	Hierba perenne	Múltiple					x
16	Liliopsida	Poaceae	<i>Agropyron</i> sp.	Indeterminado	Indeterminado	Anemocoria, epizoocoria	x	x			
17	Liliopsida	Poaceae	<i>Agrostis leptotricha</i> E. Desv.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria		x	x		
18	Liliopsida	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria			x		
19	Liliopsida	Poaceae	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x		x		
20	Liliopsida	Poaceae	<i>Bromus coloratus</i> Steud.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x	x	x
21	Liliopsida	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x		
22	Liliopsida	Poaceae	<i>Elymus angulatus</i> J. Presl	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x		
23	Liliopsida	Poaceae	<i>Festuca rubra</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria		x			
24	Liliopsida	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.	Introducida	Hierba anual	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x		
25	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa compressa</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x		
26	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa nemoralis</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x				
27	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa palustris</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x	x		

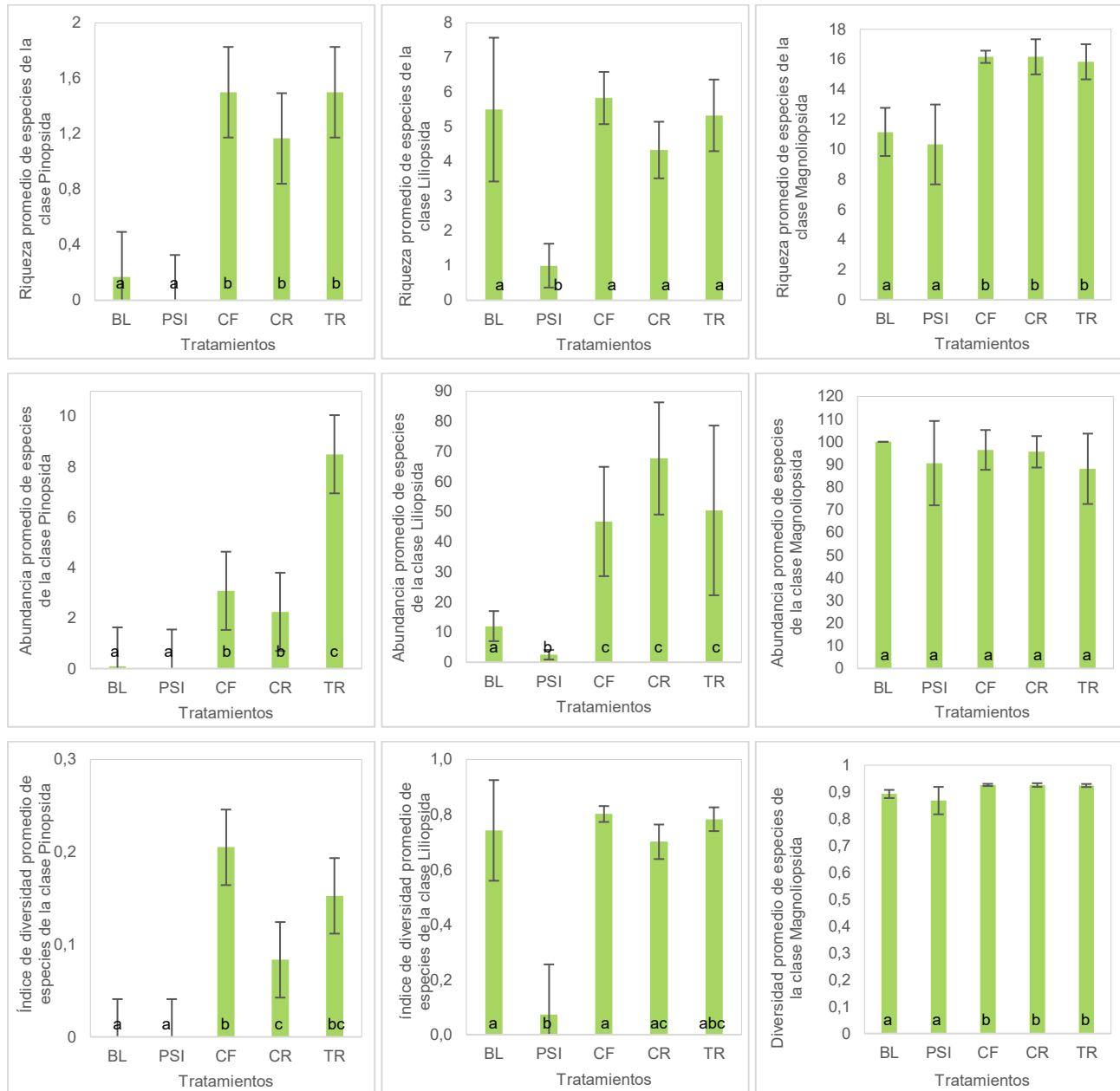
28	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa pratensis</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x	x					
29	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa scaberula</i> Hook. f.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria		x					
30	Liliopsida	Poaceae	<i>Poa</i> sp.	Indeterminado	Indeterminado	Anemocoria, epizoocoria							x
31	Liliopsida	Poaceae	<i>Trisetum caudulatum</i> Trin.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria	x						
32	Liliopsida	Poaceae	<i>Trisetum cernuum</i> Trin.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria, epizoocoria							x
33	Magnoliopsida	Apiaceae	<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. & Arn.	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria	x	x	x	x	x		
34	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Adenocaulon chilense</i> Less.	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria		x	x	x	x		
35	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Chiliotrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze	Nativa	Arbusto	Anemocoria						x	x
36	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Introducida	Hierba anual o bienal	Anemocoria	x	x	x				
37	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	Nativa	Indeterminado	Anemocoria				x			
38	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Hieracium aurantiacum</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x	x					
39	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x	x	x				
40	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Lactuca virosa</i> L.	Introducida	Hierba anual o bienal	Anemocoria	x	x	x	x			
41	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x						
42	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Leucheria magna</i> Phil.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria	x		x	x	x		
43	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Macrachaenium gracile</i> Hook.fil.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria							x
44	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Senecio neaei</i> DC.	Nativa	Arbusto o subarbusto	Anemocoria	x		x				
45	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	Introducida	Hierba anual o bienal	Anemocoria	x	x	x				
46	Magnoliopsida	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x	x					
47	Magnoliopsida	Berberidaceae	<i>Berberis darwinii</i> Hook.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria		x	x	x			
48	Magnoliopsida	Berberidaceae	<i>Berberis microphylla</i> G.Forst.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria	x	x	x	x			
49	Magnoliopsida	Berberidaceae	<i>Berberis serratodentata</i> Lechl.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria					x	x	
50	Magnoliopsida	Betulaceae	<i>Betula pendula</i> Roth	Introducida	Árbol	Anemocoria	x						
51	Magnoliopsida	Calceolariaceae	<i>Calceolaria biflora</i> Lam.	Nativa	Hierba perenne	Hidrocoria, anemocoria	x	x			x	x	
52	Magnoliopsida	Caprifoliaceae	<i>Valeriana laxiflora</i> DC.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria							x
53	Magnoliopsida	Caryophyllaceae	<i>Cerastium arvense</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x	x	x				x
54	Magnoliopsida	Caryophyllaceae	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	Introducida	Hierba perenne	Anemocoria	x	x	x				
55	Magnoliopsida	Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Introducida	Hierba anual	Múltiple	x						
56	Magnoliopsida	Celastraceae	<i>Maytenus disticha</i> (Hook.fil.) Urb.	Nativa	Arbusto o subarbusto	Endozoocoria	x	x	x	x	x		
57	Magnoliopsida	Ericaceae	<i>Gaultheria poeppigii</i> DC.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria							x
58	Magnoliopsida	Euphorbiaceae	<i>Dysopsis glechomoides</i> (A. Rich.) Müll. Arg.	Nativa	Hierba perenne	Mirmecocoria							x

59	Magnoliopsida	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Barocoria	x	x	x		
60	Magnoliopsida	Fabaceae	<i>Vicia nigricans</i> Hook. & Arn.	Nativa	Hierba perenne	Autocoria	x	x	x	x	
61	Magnoliopsida	Geraniaceae	<i>Geranium bertereanum</i> Colla	Nativa	Hierba perenne	Autocoria	x	x	x	x	
62	Magnoliopsida	Grossulariaceae	<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria	x	x	x	x	x
63	Magnoliopsida	Hydrophyllaceae	<i>Phacelia secunda</i> J.F.Gmel.	Nativa	Hierba perenne	Hidrocoria, anemocoria	x	x	x		
64	Magnoliopsida	Nothofagaceae	<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. & Endl.) Krasser	Nativa	Árbol	Anemocoria					x
65	Magnoliopsida	Onagraceae	<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria			x		
66	Magnoliopsida	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Barocoria	x		x		
67	Magnoliopsida	Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i> L.	Introducida	Hierba perenne	Barocoria	x	x	x	x	
68	Magnoliopsida	Polygonaceae	<i>Rumex magellanicus</i> Campd.	Nativa	Hierba perenne	Barocoria		x			
69	Magnoliopsida	Ranunculaceae	<i>Anemone multifida</i> Poir.	Nativa	Hierba perenne	Anemocoria	x		x	x	
70	Magnoliopsida	Rosaceae	<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz & Pav.	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria	x	x	x	x	x
71	Magnoliopsida	Rosaceae	<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Nativa	Hierba perenne	Epizoocoria	x	x			
72	Magnoliopsida	Rosaceae	<i>Fragaria chiloensis</i> (L.) Mill.	Nativa	Hierba perenne	Endozoocoria	x	x	x	x	
73	Magnoliopsida	Rosaceae	<i>Prunus</i> sp.	Introducida	Árbol	Endozoocoria	x	x	x		
74	Magnoliopsida	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.	Introducida	Hierba anual	Epizoocoria	x	x	x	x	x
75	Magnoliopsida	Rubiaceae	<i>Galium fuegianum</i> Hook.f.	Nativa	Hierba anual	Epizoocoria				x	
76	Magnoliopsida	Santalaceae	<i>Myoschilos oblongum</i> Ruiz & Pav.	Nativa	Arbusto	Endozoocoria					x
77	Magnoliopsida	Violaceae	<i>Viola reichei</i> Skottsb.	Nativa	Hierba perenne	Hidrocoria				x	x

Las x en las columnas de tratamientos indican presencia de esa especie en el respectivo sitio.

\* Símbolo de asterisco indica que el nombre de estas especies fue corregido al más actual registrado por el Global Carex Group (2015), por lo que no se encuentran registrados en el Catálogo de las Plantas Vasculares de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018).

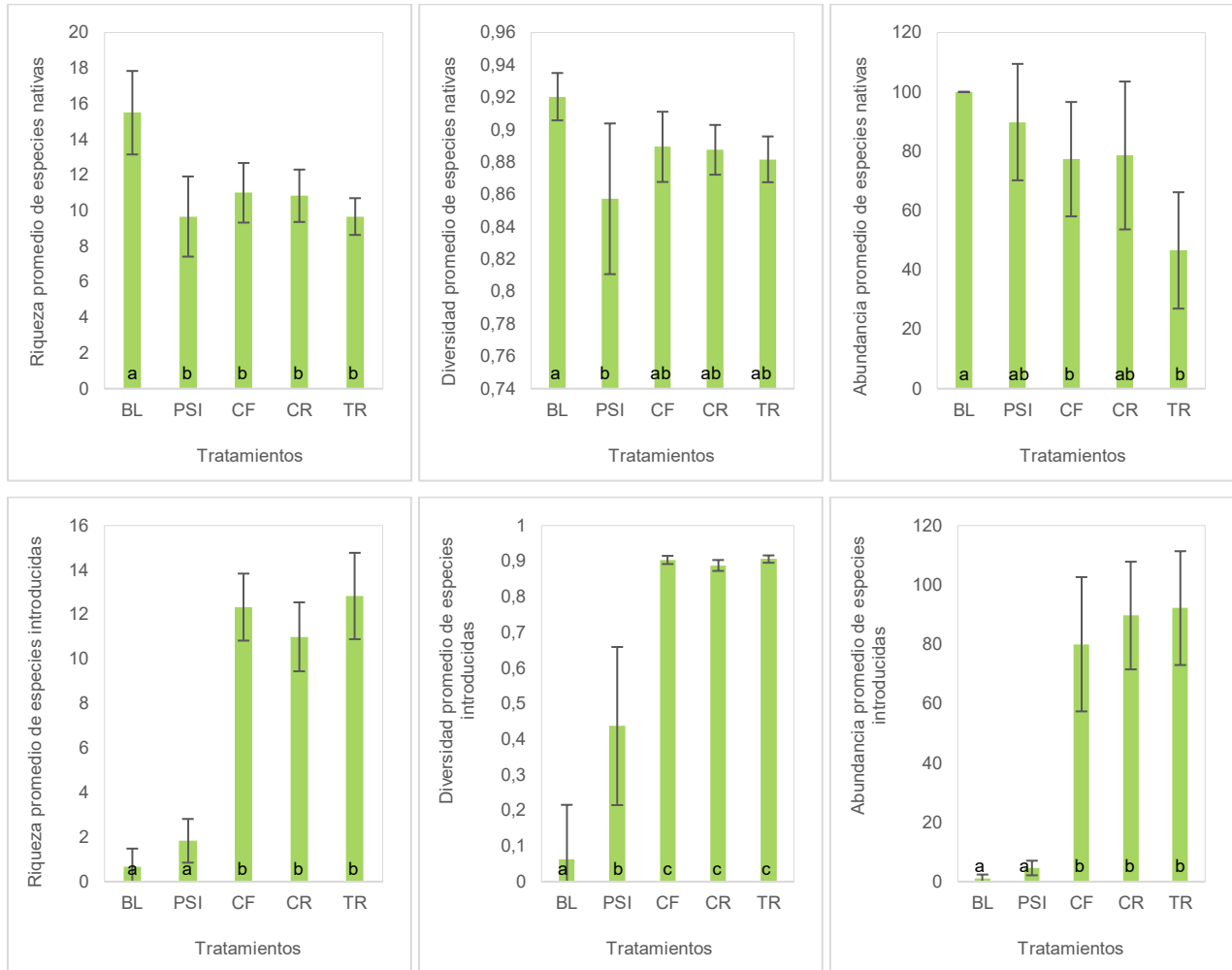
Apéndice 3. Riqueza, abundancia y diversidad de especies por clase taxonómica y tratamiento.



Valor promedio de la riqueza de especies, índice de diversidad de Simpson y abundancia de especies por clase taxonómica (Pinopsidas, Liliopsidas y Magnoliopsidas) para cada uno de los tratamientos analizados, en la Reserva Nacional Coyhaique. BL= bosque de *N. pumilio*, PSI= plantación sin intervención, CF= corta en fajas, CR= corta de regeneración y TR= tala rasa. Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

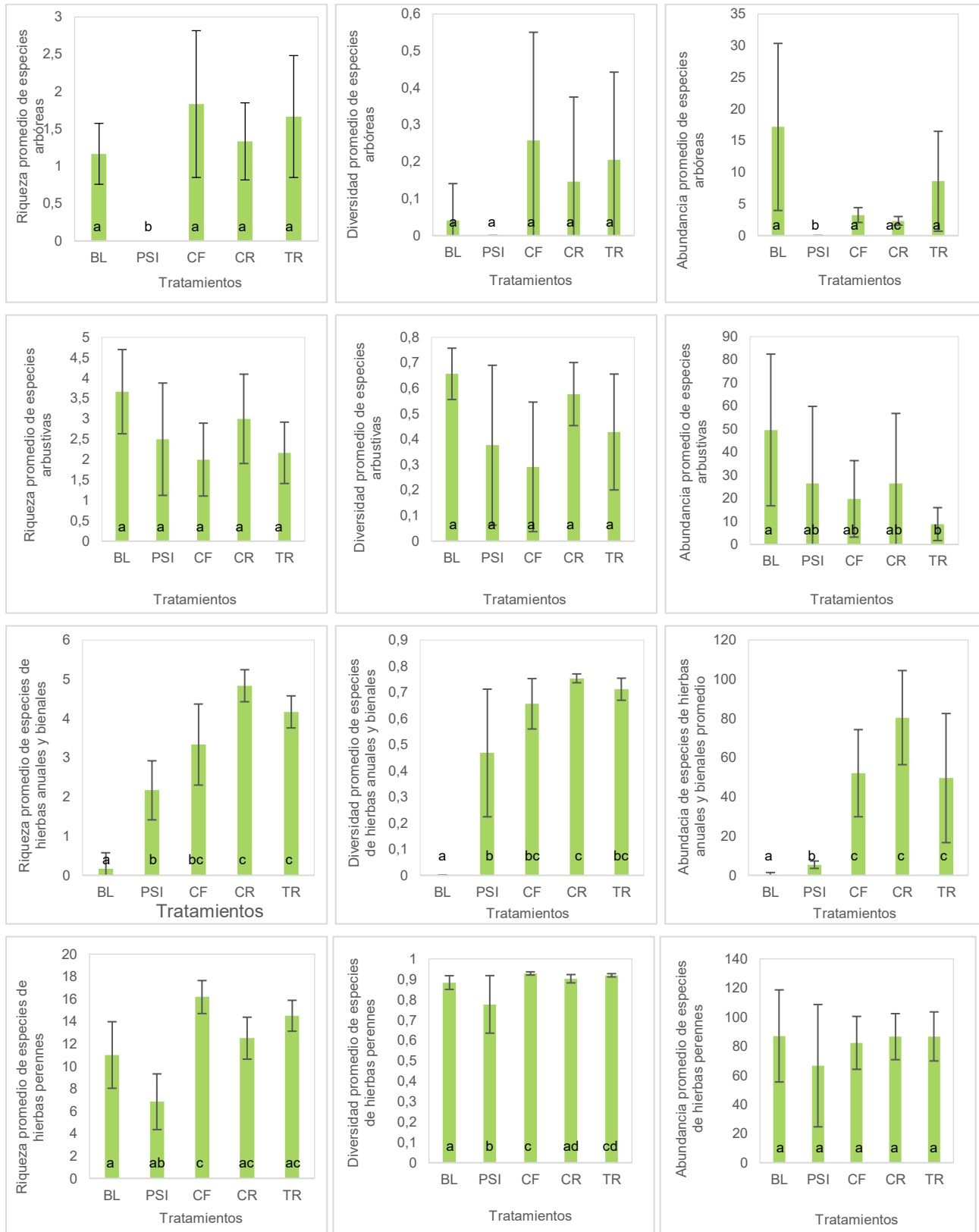


Apéndice 4. Riqueza, abundancia y diversidad de especies según origen fitogeográfico y tratamiento.



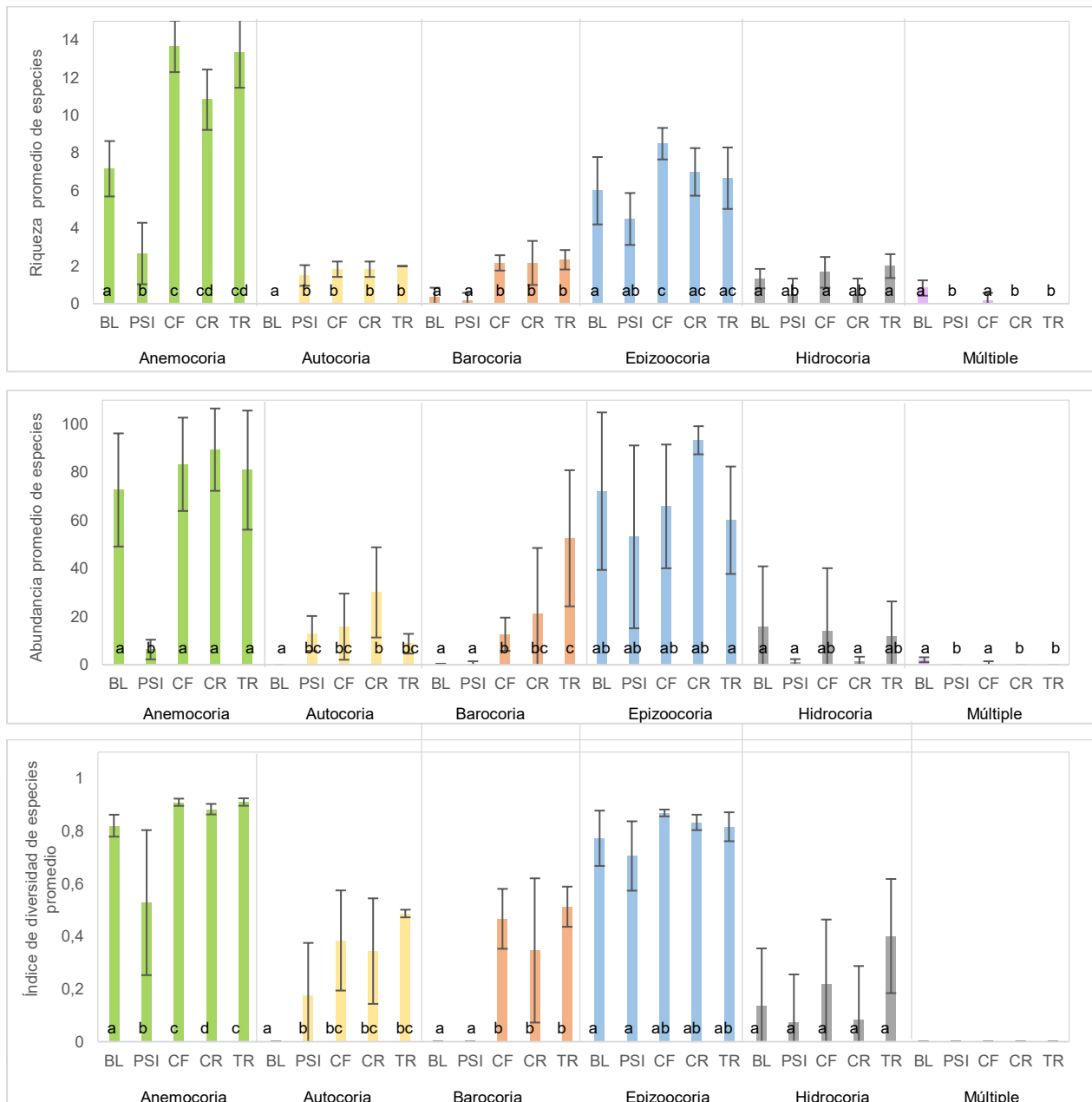
Valor promedio de la riqueza de especies, índice de diversidad de Simpson y abundancia de especies por origen fitogeográfico (nativas e introducidas) para cada uno de los tratamientos analizados, en la Reserva Nacional Coyhaique. BL= bosque de *N. pumilio*, PSI= plantación sin intervención, CF= corta en fajas, CR= corta de regeneración y TR= tala rasa. Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Apéndice 5. Riqueza, abundancia y diversidad de especies por forma de vida y tratamiento.



Valor promedio de riqueza, diversidad y abundancia de especies por forma de vida (arbórea, hierba anual-bienal y hierba perenne) para cada uno de los tratamientos analizados, en la Reserva Nacional Coyhaique. BL= bosque de *N. pumilio*, PSI= plantación sin intervención, CF= corta en fajas, CR= corta de regeneración y TR= tala rasa. Letras diferentes entre tratamientos muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).

Apéndice 6. Riqueza, abundancia y diversidad de especies por método de dispersión y tratamiento.



Valor promedio de la riqueza de especies, abundancia e índice de diversidad de especies (Simpson) por método de dispersión, para cada uno de los tratamientos, en la Reserva Nacional Coyhaique. BL= bosque de *N. pumilio*, PSI= plantación sin intervención, CF= corta en fajas, CR= corta de regeneración, TR= tala rasa. Colores indican distintos métodos de dispersión en verde= anemocoria, amarillo= autocoria, anaranjado= barocoria, azul= epizoocoria, gris= hidrocoria y morado= dispersión múltiple. Las letras diferentes entre bosque, plantación y tratamientos silviculturales muestran diferencias significativas (Prueba H de Kruskal Wallis y posteriormente prueba U de Mann Whitney,  $p < 0,05$ ).