



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

**Evaluación de la cobertura del sotobosque y la regeneración
arbórea en bosques secundarios dominados por *Nothofagus
dombeyi* bajo distintos tratamientos silvícolas en el predio
Llancahue, Valdivia**

Patrocinante: Sr. Pablo Donoso Hiriart.

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales

SALVADOR JOAN GASPAR CELEDÓN MORAGA

VALDIVIA

2025

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Resumen	iii
1.	Introducción	4
1.1.	Contexto de los bosques templados lluviosos	4
1.2.	Relevancia ecológica y silvícola de los bosques secundarios	5
1.3.	Dinámica de <i>N. dombeyi</i> en rodales coetáneos	7
1.4.	Tratamientos silvícolas para complejizar la estructura	11
1.5.	OBJETIVOS	14
2.	METODOLOGÍA	14
2.1.	Área de estudio	15
2.1.1.	Ejecución de manejo en bosques secundarios dominados por <i>N.</i>	16
2.1.2.	Raleo de densidad variable (VDT)	16
2.1.3.	Raleo de Restauración	17
2.1.4.	Corta de protección irregular	17
2.1.5.	Situación Control	18
2.2.	Diseño de muestreo y registro de datos en terreno	18
2.2.1.	Registro en terreno de la cobertura vascular no arbórea	19
2.2.2.	Registro en terreno de la regeneración arbórea	19
2.3.	Formulación y cálculo de indicadores.	19
2.4.	Análisis de datos	21
2.5.	Análisis estadístico	22
3.	RESULTADOS	24
3.1.	Regeneración vascular no arbórea.	24
3.2.	Regeneración Vascular arbórea.	28
3.3.	Gráficos de caja por rangos de altura y grupos funcionales	37
4.	DISCUSIÓN	45
4.1	Respuesta del sotobosque vascular no arbóreo a los regímenes silvícolas	45
4.2.	Regeneración arbórea por grupos funcionales y clases de altura	47
4.3.	Complejidad estructural y trayectoria sucesional	50
5.	CONCLUSIÓN	52
6.	REFERENCIAS	53
	ANEXOS.	59
1	Resumen florístico del sotobosque	59
2	Resumen de la regeneración vascular no arbórea	61

I. Calificación del Comité de Evaluación

	Nota
Patrocinante: Sr. Pablo Donoso Hiriart.	6,5
Informante: Sr. Carlos Le Quesne Geier	6,5
Informante: Sr. Tomás Riquelme Buitano	6,3

El patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sr. Pablo Donoso H

II. AGRADECIMIENTOS

La realización de esta tesina no podría haberse llevado a cabo sin el constante apoyo de diversas personas durante este camino.

En primera instancia, agradezco al laboratorio de Silvicultura por recibirme y por ayudarme en la ejecución y construcción de esta tesina, por su invaluable pensamiento crítico y su cuestionamiento respecto a las actividades que se realizan tanto a nivel de laboratorio como social, y por su interés en alternativas contemporáneas a la silvicultura, cuyos trabajos previos hicieron posible este estudio.

Agradezco al profesor Pablo por su guía y su constante juicio en la valorización de los supuestos temáticos, su visión de la silvicultura moderna y por hacerme ver que la silvicultura es mucho más que el solo el manejo del bosque, que debe y busca incorporar tanto a las personas como a la comunidad en la construcción de saberes que nos beneficien a todos por igual, manteniendo un respeto genuino por la naturaleza.

Agradezco a mis compañeros y amigos de carrera por su apoyo motivador y por haber podido compartir juntos durante todos estos años de desarrollo universitario, enfrentándonos a diversos desafíos, siempre con la disposición de cooperar y mejorar en conjunto. No dudo que cada uno de ustedes tendrá un desarrollo en sus vidas profesionales que los nutrirá y les hará crecer como personas.

Especialmente agradezco a mi familia por su apoyo incondicional, que, a pesar de la distancia, siempre me hizo sentir conectado y cercano, por la posibilidad de venir a vivir y estudiar al sur de Chile, por su paciencia y por creer en mí, impulsándome a cumplir este sueño de nutrirme de múltiples saberes relacionados con los elementos tangibles que existen en esta vida y en la naturaleza.

A mi pareja, quien desde que nos conocemos se ha convertido en mi hogar. Por el constante aporte que ha significado en este proceso, entregándome tu escucha y tus palabras críticas. El refugio que ha significado para mí contar con alguien con tus virtudes, permitiéndome mejorar y crecer como persona.

Por último, agradezco a cada una de las personas con quienes me he encontrado en mi vivencia por Valdivia, tanto dentro del mundo académico como fuera de este. Aquellas con las cuales he compartido instancias de gratitud como también de discordia, cada momento vivido ha sido para mejor.

“Entre todos estamos llevando al planeta al colapso. Y si esperamos que las grandes industrias hagan algo, no lo harán porque nosotros seguimos queriendo lo que nos ofrecen” - J. Sauven 2021

III. RESUMEN

Los bosques secundarios dominados por *Nothofagus dombeyi* presentan baja complejidad estructural, lo que limita su resiliencia frente al cambio climático y disturbios. La silvicultura ecológica ofrece una vía para acelerar la transición hacia estructuras más diversas y estables. Este estudio evalúa si distintos regímenes de manejo orientan la trayectoria sucesional hacia mayor complejidad, analizando la composición del sotobosque y la regeneración arbórea en rodales sin intervención y bajo Raleo de Densidad Variable, Raleo de Restauración y Corta de Protección Irregular en Llancahue. La regeneración se caracterizó según densidad de plantas por clases de altura y grupos de tolerancia, y el sotobosque según cobertura, frecuencia, diversidad (Simpson) y composición (Bray–Curtis), a partir de 24 parcelas de 2.000 m² y 120 microparcelas por tratamiento, las diferencias entre tratamientos se evaluaron con modelos lineales generalizados mixtos con distribución Tweedie y contrastes de Tukey ($\alpha=0,05$). Los tratamientos con manejo modificaron significativamente el sotobosque y la regeneración respecto del Control. El Raleo de Densidad Variable combinó coberturas moderadas con alta riqueza de especies y regeneración dominada por semi-tolerantes y tolerantes. El raleo de Restauración y la Corta de Protección Irregular generaron sotobosques densos y altas densidades de plántulas y brinzales, con fuerte presencia de especies competitivas, pero participación creciente de grupos tolerantes. El Control mantuvo cobertura intermedia y regeneración limitada, coherente con una fase de exclusión fustal. En conjunto, los resultados indican que la silvicultura ecológica, al ajustar la apertura del dosel y conservar legados, promueve diversidad y complejidad en renovales de coihue.

Palabras clave: Silvicultura ecológica, regeneración arbórea, sotobosque, bosques secundarios, *Nothofagus dombeyi*

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto de los bosques templados lluviosos en Chile.

Los bosques templados lluviosos del sur de Chile, incluidos en la Ecorregión Valdiviana, se caracterizan por una alta diversidad florística y una elevada proporción de especies arbóreas endémicas, asociadas a linajes de larga historia en el Cono Sur. (Villagrán y Hinojosa 1997). Esta combinación de riqueza y singularidad biológica ha llevado a que la ecorregión sea reconocida internacionalmente como un hotspot de conservación prioritario (Dinerstein *et al.* 1995, Lara *et al.* 2012).

Desde el punto de vista espacial y funcional, esta ecorregión se extiende desde la Cordillera de la Costa hasta las áreas pre-andinas (38°– 47° S), abarcando las regiones de Los Lagos, Valdivia y Cautín (Donoso y Navarro 2022). Los bosques presentan una estratificación vertical que puede alcanzar cuatro doseles arbóreos (Armesto *et al.* 1994) y una dinámica sucesional en mosaico (gap-phase) en la cual, la regeneración se acentúa sobre troncos en descomposición y en sustratos cubiertos por densas alfombras de briófitas (Veblen *et al.* 1981, Veblen y Donoso 1987, Christie y Armesto 2003). Climáticamente, estas formaciones se desarrollan bajo precipitaciones anuales que superan los 2.000 mm y temperaturas medias de 8–12 °C, condiciones que facilitan la germinación y el reclutamiento continuo de nuevas cohortes (Núñez *et al.* 2006, Salas *et al.* 2016).

Este tipo de bosque presenta una alta diversidad de especies, con asociaciones complejas de *Nothofagus*, particularmente *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst (coihue)), *Nothofagus obliqua* ((Mirb.) Oerst. (roble)) y *Nothofagus alpina* (Poepp. Et. Endl (raulí)), las cuales alcanzan su máximo desarrollo ecológico formando comunidades estructuradas en múltiples estratos, junto con otras especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, que establecen redes funcionales altamente diversificadas (Salas *et al.* 2016). Sin embargo, su configuración actual es el resultado de una historia de transformaciones profundas, cuyo origen se remonta al periodo colonial y que se intensificó notablemente durante el siglo XX (Echeverría *et al.* 2007, Lara *et al.* 2012). La expansión de la agricultura, la ganadería y la posterior forestación industrial modificó radicalmente el uso del suelo, dando lugar a paisajes cada vez más homogéneos dominados por plantaciones exóticas o monocultivos productivos (Nahuelhual *et al.* 2012).

Estas transformaciones implicaron la pérdida de grandes extensiones de bosques nativos y una alteración significativa de los patrones naturales de sucesión y regeneración, afectando procesos ecológicos fundamentales como el reciclaje de nutrientes, la conectividad biológica y la estabilidad del sistema (Donoso y Navarro 2022).

Hacia finales del siglo XIX y hasta mediados del siglo XX hubo un proceso intenso de apertura de tierras para la agricultura mediante el uso del fuego, lo que provocó quemadas masivas de bosques y el resurgimiento de estos en forma de renovales o bosques secundarios, transformando profundamente los paisajes originales de la zona centro-sur de Chile (Veblen *et al.*, 1981, Armesto *et al.*, 1994, Donoso 1993, González *et al.* 2015). Otro hito significativo en la pérdida de bosques nativos fue la promulgación, durante la dictadura militar (1973–1990), del Decreto Ley 701 en 1974, que estableció incentivos económicos para la forestación con especies exóticas. Como resultado, miles de hectáreas de bosque nativo fueron reemplazadas por monocultivos de *Pinus radiata* (D. Don) y *Eucalyptus* spp., especialmente en la zona centro-sur del país (Nahuelhual *et al.* 2012, Nahuelhual *et al.* 2014). Aunque esta política favoreció un crecimiento económico temporal en el sector forestal, su impacto socio ecológico y ambiental fue profundo, generando una drástica reducción de la superficie forestal nativa y una homogenización del paisaje que persiste hasta hoy (Echeverría *et al.* 2006).

1.2. Relevancia ecológica y silvícola de los bosques secundarios

En las últimas décadas los bosques secundarios han dejado de considerarse meros remanentes marginales para convertirse en una pieza clave de la matriz forestal chilena. Actualmente se extienden sobre aproximadamente 2,12 millones de hectáreas entre los 37° y 44° S, correspondiendo a rodales surgidos tras incendios, talas y quemadas sucesivas durante la colonización y el abandono de tierras luego de la expansión agroindustrial (González *et al.* 2015, Donoso *et al.* 2018). Habiendo alcanzado edades de aproximadamente 60–100 años en muchos sitios, estos renovales se han convertido en formaciones forestales con atributos estructurales y funciones ecológicas relevantes (como la regeneración natural, la provisión de hábitat y el secuestro de carbono), constituyendo oportunidades para una silvicultura orientada a la restauración y la producción sostenible (Ponce *et al.* 2017, Rebolledo 2024).

Como se expone en el libro *Silvicultura y manejo de bosques nativos* de Donoso y Navarro (2022), los bosques secundarios surgen tras perturbaciones naturales o antrópicas que posibilitan la recolonización de los sitios afectados. En sus primeras etapas suelen estar dominados por especies pioneras e intolerantes a la sombra, conformando rodales con un dosel coetáneo y una diversidad inicial relativamente baja. Sin embargo, a medida que maduran, estas formaciones tienden a diversificarse en especies y estratos, lo que este fenómeno ha podido ser documentado en renovales de *Nothofagus* donde el proceso sucesional incrementa gradualmente la complejidad estructural y florística (Lusk y Ortega 2003, Christie y Armesto 2003)

En los primeros estudios de la sucesión del tipo forestal siempreverde costero y andino (Donoso 1981), Donoso (1989) documentó un marcado pulso de regeneración natural durante los dos primeros años posteriores a la aplicación de distintos tratamientos silvícolas. Las densidades de plántulas variaron ampliamente según el esquema de manejo, en tala rasa ($\sim 132.000 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$), con árbol semillero ($\sim 138.000 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$), corta de protección ($\sim 695.000 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) y corta de selección ($\sim 1.240.000 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$), mientras que los rodales testigo promediaron alrededor de $318.000 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. Los tratamientos que conservaron cobertura y legados estructurales (particularmente los tratamientos de corta de protección y corta de selección) promovieron una regeneración significativamente más abundante, evidenciando que la retención parcial del dosel y de elementos estructurales modula la magnitud del reclutamiento y la composición inicial de especies en las etapas tempranas de sucesión. Estos rangos iniciales reflejan la alta capacidad regenerativa observada en los bosques templados del sur de Chile, aunque las diferencias espaciales en la recuperación responden a la interacción de factores edáficos, topográficos y biológicos, como la disponibilidad de semillas y la presión de herbívoros (Donoso 2015, Ponce *et al.* 2017, Díaz *et al.* 1999). En este contexto, los raleos se conciben principalmente como tratamientos intermedios destinados a mejorar el crecimiento en diámetro, la sanidad y la calidad de los árboles residuales, manteniendo la continuidad del dosel y aumentando la productividad del rodal (Donoso y Navarro 2022). Por otro lado, los raleos de restauración y sistemas híbridos como el Raleo de Densidad Variable integran objetivos ecológicos y estructurales, buscando acelerar la conversión de bosques coetáneos hacia formaciones multitareas mediante la retención de legados, la apertura heterogénea del dosel y la promoción de especies tolerantes (Keeton 2006, Donoso *et al.* 2018). En contraste, las cortas de protección irregular, que corresponden a cortas de cosecha y regeneración, están diseñadas explícitamente para favorecer la regeneración bajo cobertura, manteniendo árboles protectores que aseguran la continuidad estructural y de cobertura del bosque (Donoso y Navarro 2022, Raymond *et al.* 2009).

Los bosques secundarios funcionan hoy como reservorios de carbono, bancos genéticos y refugios de biodiversidad, variables, que cuyo potencial puede aumentar cuando se gestionan con tratamientos que promueven la regeneración natural, la estratificación vertical y la incorporación de especies semi-tolerantes y tolerantes a la sombra, es decir se forman, configurando bosques más complejos (Raymond *et al.* 2009, D'Amato y Palik 2021). Más pertinente que extrapolar desde plantaciones, Donoso *et al.* (2022) propone para los bosques siempreverdes chilenos una silvicultura ecológica que emula el régimen natural de disturbios a escala de claros, entre estos, los raleos de densidad variable, los cuales presenta emparches en que se extraen todos los individuos, alternados con zonas de

reserva y creación de legados (árboles grandes, snags y madera caída vía anillado) donde no se extrae ningún árbol y, por último, una zona liberación de especies mediante la ejecución de raleos. Lo cual, aplicado en bosques secundarios, estas acciones optimizan la regeneración y diversifican la estructura vertical y diamétrica, encaminando la transición hacia condiciones maduras y mejorando la resiliencia del rodal (Donoso *et al.* 2020, 2022).

En el centro-sur, los bosques secundarios se adscriben mayoritariamente a formaciones dominadas por *Nothofagus* (Roble–Raulí–Coihue, Coihue–Raulí–Tepa) y el tipo forestal siempreverde, lo que refleja la capacidad de este género para establecerse a lo largo de amplios gradientes edafoclimáticos y paisajes profundamente alterados (Donoso 1981). En paisajes fuertemente antropizados, los bosques secundarios cumplen un rol funcional relevante en la provisión y regulación de servicios ecosistémicos (Donoso y Navarro 2022). Su alta tasa de crecimiento los convierte en sumideros eficientes de carbono, en los cuales se han registrado acumulaciones cercanas a 75 t C ha^{-1} en las primeras décadas de sucesión, particularmente en algunos bosques secundarios templados y tropicales (Matos *et al.* 2020, D’Amato *et al.* 2011).

La alta tasa de crecimiento y la densidad estructural de los rodales secundarios permiten, bajo manejos adecuados, obtener incrementos fustales y madera de buena calidad, lo que hace a estos rodales atractivos desde una perspectiva productiva (Salas *et al.* 2016). Complementariamente, la compleja cubierta herbáceo–arbustiva y la continuidad del dosel sostienen servicios ecosistémicos clave (almacenamiento de carbono, la conservación de la biodiversidad y el ciclado de nutrientes) que aumentan la integridad ecológica del rodal (Matos *et al.* 2020, D’Amato y Palik 2021)

Los esquemas combinados que promueven la complejidad estructural y la diversidad, mediante la creación deliberada de atributos propios de bosque adulto (árboles retenidos, legados y parches de conservación), permiten conciliar objetivos productivos y de conservación a largo plazo, siempre que se diseñen según las condiciones locales y se acompañen de monitoreo adaptativo, es decir, de un seguimiento periódico de la respuesta estructural y de la regeneración que permita ajustar en el tiempo la intensidad y el diseño de los manejos aplicados (Donoso *et al.* 2018, Ponce *et al.* 2017).

1.3. Dinámica de *N. dombeyi* en rodales coetáneos

Entre las especies arbóreas chilenas, el coihue destaca tanto por su amplia distribución geográfica entre 35° y 47° S, desde la Cordillera de la Costa hasta la precordillera andina y en altitudes que van

del nivel del mar a unos 1.200 m.s.n.m (Donoso 1981), como por la relevancia funcional que ejerce en los bosques templados lluviosos del centro-sur de Chile.

Desde el punto de vista sucesional, coihue se clasifica como especie pionera, lo cual implica la colonización temprana de sitios perturbados y una elevada competitividad durante las fases iniciales de desarrollo del rodal. En la fase de inicio de rodal descrita por Oliver y Larson (1996) puede imponerse con rapidez después de incendios catastróficos o talas rasa, dominando la cohorte post-disturbio (Donoso y Navarro 2022, Salas *et al.* 2016). Este comportamiento, representa en gran medida a su alta capacidad de establecimiento, sustentada por una producción abundante de semillas pequeñas y viables y un eficaz mecanismo de dispersión anemófila (dispersión de semillas por el viento), lo cual le permite colonizar sitios recientemente perturbados bajo condiciones de suelo mineral y escasa presencia de horizonte orgánico (Donoso 1993, Donoso *et al.* 2018). Estas condiciones son características de áreas sometidas a perturbaciones severas (quemadas extensivas, derrumbes o bien, tala rasa) en las cuales el coihue puede llegar a establecer rodales coetáneos (agrupaciones de árboles de la misma edad) con densidades iniciales superiores a 8.000 plantas ha⁻¹ (Veblen y Donoso 1987, Donoso *et al.* 1999, Salas *et al.* 2016).

Según lo descrito por Veblen *et al.* (1981) y por Donoso (1993) para renovales de *N. dombeyi* en el sur de Chile, las densas oleadas iniciales de regeneración generan una fuerte competencia intraespecífica, de modo que, a medida que el dosel se cierra, muchos individuos juveniles mueren por supresión y la biomasa se concentra progresivamente en los árboles dominantes del rodal, siguiendo el patrón clásico de autoraleo. En rodales coetáneos sin legados estructurales importantes ni intervenciones que modifiquen esta dinámica, este proceso tiende a reducir el número de individuos juveniles en el tiempo y puede restringir la diversificación de la estructura si la competencia vertical no se ve interrumpida.

En contraste, Lusk y Ortega (2003) mostraron que, a igualdad de edad, los rodales con un sotobosque bien desarrollado (> 6 m² ha⁻¹ de área basal (AB) de especies subdosel) acumulan en promedio más de un 25 % de AB total adicional respecto de rodales con sotobosque escaso o ausente. Esto indica que la presencia de un subdosel funcional puede dar lugar a una estructura de dos estratos en la que el estrato subdosel contribuye aditivamente al AB y complementa la función del dosel dominado por *Nothofagus*, favoreciendo un uso más eficiente de la luz y mayor heterogeneidad vertical. Desde la perspectiva silvícola, estos hallazgos sugieren que retener o promover el desarrollo del sotobosque (mediante legados, parches o raleos heterogéneos) puede ser clave para transitar hacia rodales más multietáneos y resilientes (Lusk y Ortega 2003, Donoso y Navarro 2022).

Esta dinámica favorece el establecimiento de formaciones densas y de un estrato vertical cuyo sotobosque tiende a mantenerse pobre en diversidad florística y con escasa presencia de especies tolerantes o semi-tolerantes a la sombra, como resultado directo del rápido cierre del dosel y de la limitada irradiancia disponible (Donoso *et al.* 2018, Raymond *et al.* 2009, D'Amato y Palik 2021). Donoso y Navarro (2022) y Lusk y Ortega (2003) mostraron además que los rodales dominados por *N. dombeyi* presentan, a igualdad de edad, un AB total casi 50 % mayor y densidades más altas que rodales dominados por las especies deciduas *N. obliqua* y *Nothofagus nervosa* ((Poepp.y Endl.)), lo que refuerza su relevancia silvícola. Según Oliver y Larson (1990), este tipo de bosques se ubicaría dentro de las tres primeras etapas del desarrollo sucesional: (1) iniciación del rodal, caracterizada por el establecimiento de una cohorte densa y homogénea, (2) exclusión fustal, en la cual la competencia por recursos provoca una intensa autoselección y una drástica reducción de la densidad inicial, y (3) reinicio del sotobosque, fase en que la mortandad natural genera pequeñas aperturas, el dosel se fragmenta y la estructura vertical junto con la composición florística comienzan a diversificarse producto del ingreso de nuevas cohortes arbóreas.

A nivel local, estos rodales son de gran interés por sus rápidas tasas de crecimiento, su potencial económico asociado a la alta calidad de la madera y la buena accesibilidad de los sitios más productivos (Salas *et al.* 2016). No obstante, esa alta productividad y densidad no implican por sí sola una estructura compleja ni una mayor diversidad funcional, ya que el cierre rápido del dosel puede limitar el establecimiento de nuevas cohortes arbóreas. Estudios en otros contextos, tanto en bosques secundarios de la Mata Atlántica brasileña (Matos *et al.* 2020) como en bosques templados de Norteamérica manejados bajo enfoques de silvicultura ecológica (D'Amato y Palik 2011), muestran que la recuperación estructural de los renovales (mediante mayor complejidad vertical y heterogeneidad espacial) se asocia a incrementos en diversidad y almacenamiento de carbono, y puede contribuir a mejorar la conectividad funcional del paisaje.

Ante este panorama, la elevada densidad inicial del *N. dombeyi*, abre una ventana de oportunidad para intervenciones silvícolas dirigidas que orienten la trayectoria sucesional hacia rodales más estructurados y resilientes. En este contexto, las técnicas propuestas por Donoso *et al.* (2018), que corresponden a enfoques de silvicultura ecológica, buscan acelerar el crecimiento en diámetro de los individuos seleccionados, favorecer la entrada de nuevas cohortes arbóreas y facilitar la transición hacia bosques multietáneos. A diferencia de los enfoques tradicionales basados en cortas totales o regeneración homogénea, las prácticas actuales imitan procesos naturales (apertura de claros en mosaico) y conservan elementos clave del bosque original (árboles retenidos, snags, tocones y microhábitats) que funcionan

como legados estructurales y refugios biológicos (Bauhus *et al.* 2009, D’Amato y Palik 2021). Estas medidas, cuando se diseñan en función del sitio (evaluando calidad de suelo, disponibilidad de propágulos y presión de herbívoros) y se acompañan de monitoreo adaptativo para evaluar respuestas y ajustar intensidad y diseño de los tratamientos, permiten conciliar objetivos productivos y de restauración, aumentando la diversidad y la heterogeneidad funcional (Donoso *et al.* 2018, Ponce *et al.* 2017, D’Amato y Palik 2021).

1.4. Tratamientos silvícolas para complejizar la estructura de los bosques.

La silvicultura es la ciencia y el arte de establecer, conducir y aprovechar los bosques de modo que persistan y mantengan estabilidad en el tiempo, orientando el crecimiento hacia estructuras de mayor valor para el propietario y la sociedad, capaces de proveer bienes y servicios ecosistémicos en forma sostenida. Para ello, ordena la composición y la estructura de los rodales, privilegiando especies y arreglos espaciales y estructurales adaptados al sitio (como la densidad, la diversidad de especies y la distribución de los individuos arbóreos a nivel de estratos y tamaños), atendiendo simultáneamente criterios biológicos y económicos, guiando el ecosistema forestal para que el ajuste entre objetivos de manejo y limitantes del lugar sea el óptimo (Donoso y Navarro, 2022).

En este marco general, la silvicultura ecológica representa un giro de enfoque, en donde no se limita a producir madera, sino que toma al rodal como un ecosistema y emula sus procesos naturales. Su horizonte es mantener ecosistemas, no solo existencias madereras, buscar complejidad y diversidad (vertical, horizontal y florística), preservar la continuidad del bosque a través de legados (árboles grandes, madera muerta, micrositos) en lugar de generar discontinuidades, comprendiendo la necesidad de conservar opciones para el futuro ante la incertidumbre, situar las intervenciones en el contexto del paisaje (conectividad, efectos acumulativos) y dejar que el ecosistema “hable”, es decir, leer sus señales para ajustar objetivos y acciones (D’Amato y Palik, 2021, Donoso y Navarro 2022).

En este contexto, los tratamientos aplicados en los sitios experimentales de Llancahue y Hueicolla se inscriben en los sistemas silvícolas ecológicos y funcionan como parcelas de referencia para su implementación y evaluación. En Llancahue, los ensayos incluyen un Raleo de Densidad Variable (VDT), raleos de restauración y una Corta de Protección Irregular aplicada sobre renovales coetáneos de *N. dombeyi* (Donoso *et al.* 2018, 2019, 2020, Luco 2022, Rebolledo 2024). En Hueicolla, en cambio, se han desarrollado cortas de regeneración y raleos orientados a la restauración de bosques siempreverdes bajo principios de silvicultura cercana a lo natural, con retención de legados estructurales y aperturas

parciales del dosel, en el marco de los ensayos de silvicultura ecológica descritos para los bosques siempreverdes del sur de Chile (Donoso y Navarro 2022, Donoso *et al.* 2024). Complementariamente, Donoso y Navarro (2022) señalan que, además del respaldo técnico, el escalamiento de la silvicultura multietánea requiere marcos institucionales e instrumentos de incentivo, así como una red de experiencias replicables. En las últimas décadas, esta corriente se ha fortalecido bajo una visión más amplia que incluye propuestas como la silvicultura para la complejidad (Bauhus *et al.* 2009), la silvicultura cercana a lo natural (Bauhus *et al.* 2009), la silvicultura de cubierta continua (Pukkala y Gadow 2011) y, más recientemente, la silvicultura ecológica (Palik *et al.* 2021), todas comparten el principio de manipular la estructura y composición del bosque imitando patrones naturales de desarrollo, promoviendo diversidad, resiliencia y regeneración continua.

El raleo de densidad variable (VDT) se implementó en Llancahue durante la temporada 2015–2016 sobre rodales coetáneos dominados por *N. dombeyi* en fase de reinicio del sotobosque. El tratamiento combinó un raleo de restauración aplicado en la mayor parte del rodal con la apertura de pequeños parches intercalados con reservas sin intervenir, generando un mosaico de claros y sectores de dosel retenido y produciendo una reducción moderada del área basal (Donoso *et al.* 2020). Este diseño hace que el VDT genere, a corto plazo, respuestas claras en la regeneración, al crear un mosaico de claros y parches retenidos, aumenta la heterogeneidad de micrositios y la disponibilidad de luz sin romper la continuidad estructural del dosel, lo que se traduce en incrementos de la densidad de plántulas y brinzales bajo cobertura y en un desplazamiento composicional hacia una mayor participación de especies semi-tolerantes y tolerantes en los estratos inferiores (Donoso *et al.* 2020). En este marco, esquemas como el VDT se entienden como catalizadores de la complejización estructural, al reducir la competencia entre individuos coetáneos, abrir nichos para nuevas cohortes y acelerar la transición desde un dosel coetáneo relativamente homogéneo hacia configuraciones más heterogéneas y potencialmente más resilientes (Donoso *et al.* 2020, Donoso y Navarro 2022).

Por otro lado, los raleos de restauración se orientan hacia la recuperación de atributos ecológicos y estructurales característicos de bosques maduros o adultos, buscando acelerar el avance sucesional mediante intervenciones precisas (D'Amato y Palik 2021). Este enfoque va más allá del incremento de la productividad maderera, integrando objetivos de conservación, conectividad biológica y provisión de hábitats (Keeton 2006). En bosques templados lluviosos chilenos, esta estrategia se ha utilizado en combinación con cortas tempranas e intermedias que buscan liberar individuos con alto valor de futura producción, manteniendo al mismo tiempo elementos clave del bosque original, tales como árboles maduros, material leñoso muerto y microhábitats especializados (Donoso y Navarro 2022). Esto permite

avanzar desde una fase de exclusión fustal hacia una etapa de reinicio del sotobosque, condición necesaria para la entrada de especies tolerantes a la sombra como *Laureliopsis philippiana* ((Looser) Schoddeb (tepa)) (Veblen y Donoso 1987). En las unidades experimentales de Llancahue donde se aplicó el VDT, en los primeros años posteriores al manejo se observó un aumento de la densidad de plántulas y brinzales bajo dosel, junto con la reactivación del sotobosque y cambios composicionales congruentes con el avance hacia atributos de madurez, sin disminución de la riqueza (Donoso *et al.* 2019, 2020).

La Corta de Protección Irregular ha sido aplicada con éxito en bosques templados lluviosos del sur de Chile, particularmente en la región de Valdivia, donde la retención parcial del dosel ha permitido mantener la continuidad estructural del bosque y, al mismo tiempo, favorecer la regeneración natural (Donoso *et al.* 2019). En Llancahue, este sistema se implementó en 2009 sobre renovales coetáneos dominados por *N. dombeyi*, removiendo alrededor de un 35 % del área basal inicial y reteniendo árboles de mayor tamaño como legados. Doce años después, se observa un sotobosque arbóreo denso y una participación creciente de especies semi-tolerantes y tolerantes en los estratos intermedios, lo que indica una diversificación progresiva de la estructura bajo un dosel protector irregular (Luco 2022, Donoso *et al.* 2019, 2020, 2024).

En este escenario, la cobertura del sotobosque y la regeneración arbórea se vuelven indicadores particularmente sensibles para evaluar la recuperación de bosques secundarios tras disturbios y la eficacia de las intervenciones silvícolas (Donoso *et al.* 2020, 2022, 2024). En rodales dominados por coihue, la riqueza, densidad y composición de las cohortes juveniles (plántulas y brinzales) responden de manera directa a la disponibilidad de micrositios (claros, tocones, madera caída), a la proximidad de fuentes semilleras y a la intensidad del raleo aplicado (Donoso *et al.* 2019, 2020, 2024). En Llancahue, estas métricas permiten comparar de forma objetiva cómo cada tratamiento reconfigura la cobertura del sotobosque y la regeneración por clases de altura y grupos funcionales de tolerancia (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes), cuantificando el efecto de los distintos regímenes silvícolas sobre la trayectoria sucesional de rodales coetáneos de *N. dombeyi* (Donoso *et al.* 2020, Donoso y Navarro 2022).

En los ensayos de Llancahue, tanto bajo el Raleo de Densidad Variable como bajo la Corta de Protección Irregular aplicada en 2009, los muestreos post-intervención han mostrado de forma consistente que la cobertura del sotobosque y la regeneración arbórea se reorganizan siguiendo gradientes de luz y de disponibilidad de micrositios (Donoso *et al.* 2019, 2020, Luco 2022). En condiciones de luz intermedia, típicas de bordes de claros y de parches bajo dosel retenido, aumentan de manera sistemática las especies semi-tolerantes como *Eucryphia cordifolia* (Cav.), *Drimys winteri* ((J.R. Forst. Et G, Forst))

y *Dasyphyllum diacanthoides* (Less.) Cabrera), las cuales aprovechan pulsos de recurso sin requerir aperturas extensas (Donoso *et al.* 2019, 2020, Donoso y Soto 2023, Donoso y Navarro 2022). Bajo doseles más cerrados, el reclutamiento se inclina hacia especies tolerantes como *Laureliopsis philippiana* y *Amomyrtus punctatum* (Ruiz et Pav), mientras que en aperturas mayores (como las generadas por cortas de regeneración de alta intensidad (por ejemplo, talas rasas o cortas uniformes)) predominan especies intolerantes a la sombra, entre ellas *N. dombeyi* y *Weinmannia trichosperma* (Cav.), coherente con su alta demanda lumínica y su capacidad de colonizar superficies expuestas (Donoso C. 1989, Oliver y Larson 1990, Donoso *et al.* 2019, 2020). De manera concordante, en los rodales coetáneos de *N. dombeyi* de Hueicolla manejados con raleos ecológicos y esquemas por parches se han descrito respuestas similares del sotobosque y la regeneración frente a gradientes de luz y de disponibilidad de micrositios, con una mayor presencia de especies de tolerancia intermedia y alta bajo doseles parcialmente retenidos y en márgenes de claros (Donoso y Navarro 2024).

A la luz de esta evidencia, Llancahue ofrece un laboratorio natural para contrastar esquemas de VDT, raleo de restauración y corta de protección irregular frente a rodales sin manejo, observando no solo cuánto se regenera, sino también qué especies y grupos funcionales participan en ese proceso y cómo se organiza el sotobosque bajo cada régimen. Analizar conjuntamente la estructura del estrato herbáceo-arbustivo, la regeneración arbórea por clases de altura y la diversidad funcional asociada permite interpretar si las intervenciones están conduciendo a rodales más complejos, diversos y coherentes con los principios de la silvicultura ecológica, o si, por el contrario, tienden a simplificar la trayectoria sucesional. Sobre esta base se sostiene el estudio que se presenta a continuación, centrado en caracterizar y comparar la respuesta del sotobosque y de la regeneración arbórea en rodales secundarios de coihue sometidos a distintos tratamientos en el predio Llancahue.

1.5 OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar la cobertura del sotobosque y la regeneración arbórea, en rodales secundarios dominados por coihue sin intervención y con distintos tipos de tratamientos silvícolas, en el predio Llancahue, cordillera de la costa de la comuna de Valdivia.

Objetivos Específicos

1. Comparar la composición florística del estrato herbáceo-arbustivo de cada bosque (comparando la cobertura, la riqueza, la diversidad de especies y la similitud florística), entre los diferentes tratamientos silvícolas y el bosque sin manejo.
2. Evaluar la regeneración arbórea según composición y estratos (plántulas y brinzales) entre condiciones sin y con manejo, para identificar los tratamientos en que se ha favorecido una mayor diversidad y regeneración.
3. Integrar los indicadores de cobertura del sotobosque y de regeneración arbórea, para evaluar la complejidad y la diversidad taxonómica y funcional generada por cada régimen silvícola.

2. METODOLOGÍA

Este estudio se realizó a partir de la información proveniente de parcelas permanentes ubicadas en distintos tipos de bosque dentro del predio experimental Llancahue, las cuales forman parte de una red de monitoreo silvícola destinada a evaluar la estructura y regeneración bajo distintos regímenes de manejo. En este contexto, se analizaron bosques secundarios dominados por *N. dombeyi* y que fueron intervenidos mediante tres tratamientos silvícolas (Raleo de Densidad Variable, Raleo de Restauración y Corta de Protección Irregular) así como parcelas control sin intervención. El trabajo se desarrolló en el marco de la línea de investigación del Laboratorio de Silvicultura de la Universidad Austral de Chile y utilizó datos provenientes del proyecto FONDECYT “Resilience of productivity and biodiversity of managed Valdivian temperate rainforests across successional stages” (2021), cuyos muestreos aportaron las series de datos de regeneración y cobertura de sotobosque que se utilizaron en el presente estudio.

2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el predio Llancahue (39°47' S; 73°14' O; 1.270 ha), ubicado en la Cordillera de la Costa, comuna de Valdivia, Región de Los Ríos (figura 1), declarado Santuario de la Naturaleza en 2021 y actualmente administrado por la Municipalidad de Valdivia. El predio se inserta en la Ecorregión de Bosques Templados Lluviosos Valdivianos, reconocida por su alto endemismo y valor biocultural (Dinerstein *et al.* 1995, Muñoz-Pedreros *et al.* 2006). La vegetación del predio se distribuye aproximadamente en un 20 % de bosque adulto siempreverde, 26 % de bosques maduros dominados por *N. dombeyi*, 19 % de bosques secundarios mixtos siempreverdes, 5 % de bosques secundarios dominados por *N. dombeyi* y un 30 % restante correspondiente a pastizales, cursos de agua y otras coberturas (Luco 2022).

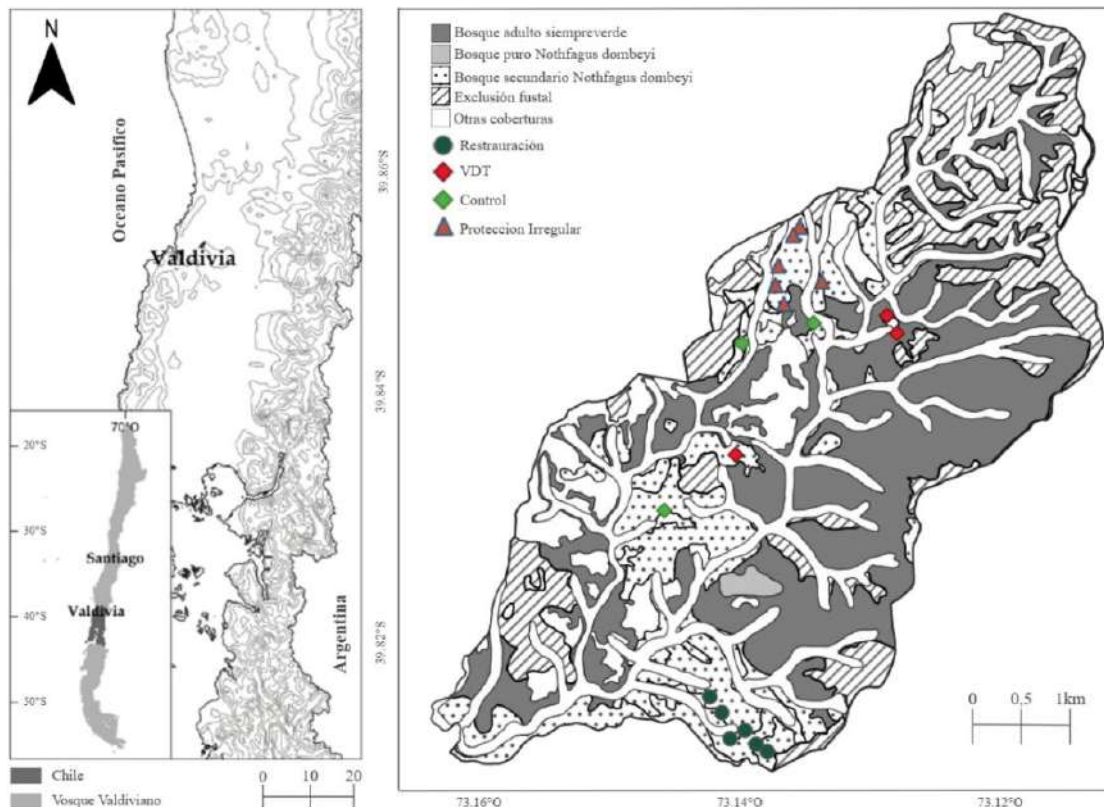


Figura 1. Ubicación del área de estudio en Llancahue (Valdivia, Chile). Mapa adaptado de Luco (2022).

El predio Llancahue se inserta en un clima templado lluvioso con fuerte influencia oceánica, con precipitaciones anuales que superan los 2.000–2.500 mm y una temperatura media cercana a 11°C (Moorman *et al.* 2013). Los suelos derivan principalmente de cenizas volcánicas recientes, clasificados como Andisoles profundos de alta porosidad y capacidad de retención de agua, aunque con sectores de

suelos más delgados y pedregosos en laderas pronunciadas (Muñoz-Pedrerros *et al.* 2006). Topográficamente, la cuenca presenta el relieve típico de la Cordillera de la Costa, con lomajes y medias laderas que alternan con quebradas angostas, los rodales estudiados se localizan en posiciones intermedias del paisaje, donde la combinación de alta disponibilidad hídrica y pendientes moderadas favorece el crecimiento de *Nothofagus* y la conformación de bosques secundarios densos (Moorman *et al.* 2013, Donoso *et al.* 2018, Muñoz-Pedrerros *et al.* 2006).

El muestreo se realizó en rodales secundarios dominados por *N. dombeyi* de aproximadamente 120 años, ubicados entre 300 y 400 m.s.n.m. en la Cordillera de la Costa de Valdivia, sobre pendientes suaves a moderadas (~15–20 %) (González *et al.* 2015, Donoso *et al.* 2018, Muñoz-Pedrerros *et al.* 2006). Estos rodales se originaron tras disturbios severos, principalmente incendios registrados a inicios del siglo XX, que promovieron un reclutamiento masivo post-fuego y la formación de cohortes coetáneas de rápido establecimiento (Veblen y Donoso 1987, González *et al.* 2015).

2.1.1. Ejecución de manejo en bosques secundarios dominados por *N. dombeyi*

En 2009 se ejecutaron las cortas de Protección Irregular, inicialmente concebidas como un raleo, las cuales fueron revisadas doce años más tarde, en 2021, mediante el establecimiento de parcelas de medición en el marco del proyecto FONDECYT previamente mencionado, registrando antecedentes para reconstruir las condiciones pre y post corta (Donoso *et al.* 2019, Luco 2022). Para la condición testigo se delimitaron parcelas sin intervención en 2016, que fueron muestreadas en 2022 con el propósito de comparar la dinámica natural del rodal. El tratamiento de restauración se aplicó entre 2011 y 2012 mediante un raleo relativamente uniforme, cuyos resultados se analizaron tras aproximadamente doce a trece años posteriores al manejo, en 2024 (Rebolledo 2024). Finalmente, el Raleo de Densidad Variable se ejecutó durante la primavera–verano de 2015–2016, y sus efectos iniciales sobre la estructura y la regeneración se han documentado en el corto plazo (Donoso *et al.* 2020), manteniéndose el seguimiento en curso. Estos regímenes silvícolas serán descritos con mayor detalle a continuación.

2.1.2. Raleo de densidad variable (VDT)

El tratamiento se implementó durante la temporada 2015–2016 sobre rodales coetáneos dominados por *N. dombeyi* en fase de reinicio del sotobosque. En estos rodales, aproximadamente un 68% de la superficie fue sometida a un raleo de restauración relativamente homogéneo, mientras que el

32% restante se organizó en parches de 300 y 100 m² alternados con reservas sin intervenir, generando un mosaico de claros y zonas de cobertura retenida (Donoso *et al.* 2020). En el caso de los rodales dominados por *N. dombeyi*, el AB se redujo desde cerca de 70,4 m²·ha⁻¹ a 54,0 m²·ha⁻¹ de AB residual, lo que corresponde a una intensidad de corta cercana al 23 % del AB inicial (Donoso *et al.* 2020). En los primeros años posteriores a la intervención, el dosel se mantuvo claramente dominado por *N. dombeyi*, mientras que especies semi-tolerantes (*Podocarpus salignus* (D. Don), *D. winteri*) y tolerantes (*L. philippiana*, *Amomyrtus. Luma* (D. Legrand et kausel)) incrementaron su presencia en los estratos intermedios y en el sotobosque, indicando una trayectoria temprana hacia una estructura más heterogénea y funcionalmente diversa bajo un régimen de cobertura retenida (Donoso *et al.* 2020).

2.1.3. Raleo de Restauración.

El tratamiento fue implementado en 2014 sobre rodales coetáneos dominados por *N. dombeyi*. Antes de la intervención, el rodal presentaba una densidad promedio de 2.399 ± 259 árboles·ha⁻¹ y un AB de $54,45 \pm 10,05$ m²·ha⁻¹. Tras el raleo de restauración, la densidad se redujo a 1.588 ± 174 árboles·ha⁻¹ y el AB a $29,9 \pm 7,1$ m²·ha⁻¹, lo que equivale a una extracción cercana al 34 % de los árboles y aproximadamente un 45 % del AB inicial. A una década de la intervención, el inventario 2024 muestra una recuperación estable con 2.711 ± 425 árboles·ha⁻¹ y $41,6 \pm 6,4$ m²·ha⁻¹ de AB, lo que refleja un incremento sostenido de biomasa y la recuperación de cerca de tres cuartas partes del AB original. El crecimiento se concentra en clases medias y altas de diámetro, dominadas por *N. dombeyi*, mientras que las especies semi-tolerantes (*P. salignus*, *D. winteri*) y tolerantes (*L. philippiana*, *L. sempervirens*) aportan en los estratos intermedios, evidenciando una diversificación progresiva de la estructura del rodal.

2.1.4. Corta de protección irregular

La corta de protección irregular se implementó en 2009 sobre renovales maduros coetáneos dominados por *N. dombeyi* en Llancahue. Antes de la intervención, el rodal presentaba una densidad cercana a 1.315 árboles·ha⁻¹ y aproximadamente 73,7 m²·ha⁻¹ de AB. La corta removió alrededor de 500 árboles·ha⁻¹ y $25,6 \pm 6,2$ m²·ha⁻¹ de AB, lo que corresponde a una intensidad cercana al 35% del AB inicial, concentrando la extracción en individuos de *N. dombeyi* de diámetros intermedios y reteniendo los árboles de mayor tamaño como legados estructurales. Tras la intervención, el rodal conservó 815 árboles·ha⁻¹ y 48,1 m²·ha⁻¹ de AB, configurando un dosel protector irregular. Doce años después, Luco

(2022) describe una estructura heterogénea con 1.178 árboles·ha⁻¹ y 58,3 m²·ha⁻¹ de AB, aún dominada por *N. dombeyi* (≈80 % del AB), pero con una participación creciente de especies semi-tolerantes (*P. salignus*, *D. winteri*) y tolerantes (*L. philippiana*, *A. luma*) en los estratos intermedios, lo que refleja una diversificación progresiva de la estructura y de la composición del rodal (Luco, 2022).

2.1.5. Situación Control

El tratamiento Control, establecido en la temporada 2015–2016 junto con las demás parcelas experimentales, corresponde a un bosque siempreverde secundario dominado por *N. dombeyi* que no ha recibido intervención silvícola. Su estructura refleja una fase de exclusión fustal con un reinicio incipiente del sotobosque, donde el dosel cerrado mantiene condiciones de luz baja y homogénea. La regeneración natural se concentra principalmente en micrositios protegidos, como tocones, madera caída y pequeños claros formados por mortalidad natural. En términos composicionales, destacan las semi-tolerantes *E. cordifolia* y *D. winteri*, junto a las tolerantes *L. philippiana* y *A. punctatum*, que aportan a una diversidad moderada bajo un dosel denso. Al comienzo del ensayo, estos renovales registraban entre 1.300 y 1.700 árb·ha⁻¹ y un AB de 70–85 m²·ha⁻¹, al quedar libres de corta, dichos valores se mantuvieron prácticamente inalterados durante todo el período de seguimiento (Donoso *et al.* 2018, Donoso *et al.* 2020).

2.2. Diseño de muestreo y registro de datos en terreno

Tras el periodo de recuperación posterior a cada intervención, se procedió al levantamiento de datos en terreno. En los tratamientos de VDT y Control, establecidos en tres parcelas permanentes de 1ha (100 × 100 m) cada una, se delimitaron en su interior dos subparcelas rectangulares de 2.000m² (50 × 40 m), totalizando seis unidades de muestreo. En los tratamientos de Raleo de Restauración y Corta de Protección Irregular, se establecieron seis parcelas individuales de igual superficie (2.000 m²), lo que aseguró la comparabilidad entre regímenes (figura 1).

Cada parcela fue delimitada mediante dos transectos paralelos de 50 m de largo, separados entre sí por 20 m y ubicados a 10 m de los bordes laterales. A lo largo de cada transecto, se instalaron diez microparcels de 2×1 m, dispuestas cada 5 m, siempre sobre el mismo costado del transecto, registrando un total de 120 microparcels por tratamiento.

2.2.1. Registro en terreno de la cobertura vascular no arbórea

En la misma red de microparcels de 2×1 m, se evaluó la vegetación vascular no arbórea. En cada unidad se registró tanto la cobertura porcentual proyectada en vertical, como la densidad de individuos presentes, asegurando una estimación conjunta de abundancia y dominancia. La cobertura se midió únicamente en el extremo derecho de cada micro parcela, correspondiente a un área efectiva de 1×1 m.

2.2.2. Registro en terreno de la regeneración arbórea

En la misma red de microparcels de 2×1m, se evaluó la vegetación vascular arbórea. En cada unidad se registró la densidad de individuos por especie, como su clasificación de las clases de altura (cuadro 1) correspondió al criterio utilizado por Donoso *et al.* (2018), que distingue plántulas (5 a < 50 cm, 50 a < 100 cm y 100 a < 200 cm) y brinzales (>200 cm de altura y \geq < 5 cm de DAP), además de la asignación de categorías de tolerancia a la sombra (Intolerante, Semi-tolerante o Tolerante) (Donoso *et al.* 2018).

Cuadro 1. Estratificación de la regeneración arbórea en cuatro clases de altura.

Estrato	Característica
I	5 a < 50 cm
II	50 a < 100 cm
III	100 a < 200 cm
IV	> 200 cm y < 5 cm de DAP

2.3. Formulación y cálculo de indicadores.

En la presente sección, se estipulan las fórmulas utilizadas en este estudio (Donoso *et al.* 2018):

a) Densidad de regeneración (DI).

$$DI (\text{ind ha} - 1) = \frac{N.^{\circ} \text{ de individuos}}{\text{Superficie muestral (ha)}} \quad [1]$$

La densidad de regeneración expresa el número de plántulas y brinzales por hectárea, extrapolado desde las observaciones de campo mediante factores de expansión.

b) Densidad relativa (DR).

$$DR (\%) = \frac{\text{Densidad de la especie}}{\text{Densidad total en el tratamiento}} \times 100 \quad [2]$$

La densidad relativa cuantifica el aporte porcentual de individuos de cada especie respecto del total del tratamiento. En silvicultura, este indicador ayuda a identificar qué especies dominan numéricamente la regeneración bajo un régimen de manejo dado.

c) Frecuencia relativa (FR).

$$FR (\%) = \frac{N.^{\circ} \text{ de microparcels con presencia de la especie}}{N.^{\circ} \text{ total de microparcels del tratamiento}} \times 100 \quad [3]$$

La frecuencia relativa mide la constancia espacial de cada especie, es decir, el porcentaje de microparcels en que aparece al menos un individuo.

d) Valor de Importancia (VI).

$$VI = \left(\frac{(\text{Cobertura relativa} + \text{Frecuencia relativa})}{2} \right) \quad [4]$$

El Valor de Importancia integra cobertura y frecuencia relativa, combinando dominancia espacial y constancia de presencia en un solo número. Corresponde a una medida de la influencia ecológica de cada especie en la dinámica del rodal.

e) Índice de disimilitud de Bray–Curtis (β -diversidad).

$$BC_{ij} = \frac{\sum_k |x_{ik} - x_{jk}|}{\sum_k (x_{ik} + x_{jk})} = 1 - \frac{2 \sum_k \min(x_{ik}, x_{jk})}{\sum_k x_{ik} + \sum_k x_{jk}} \quad [5]$$

El índice de Bray–Curtis mide cuánta composición no comparten dos comunidades a partir de sus abundancias. Puede interpretarse como la proporción de abundancia no compartida entre ambas, si comparten casi toda su abundancia, el valor es cercano a 0, si comparten muy poco, se acerca a 1. Aquí, x_{ik} y x_{jk} son las abundancias de la especie k en las comunidades " j " e " i ".

En este estudio, cuando hubo dominancia marcada de pocas especies, las abundancias se transformaron con Hellinger (raíz de proporciones) antes de calcular Bray (Urrutia y Hauenstein 2017).

f) Índice de diversidad de Simpson (α -diversidad).

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2, \quad \text{con } p_i = \frac{x_i}{\sum_j x_j} \quad [6]$$

La diversidad alfa, se estimó con el índice de Gini–Simpson (Magurran, 2004). Mide la probabilidad de que dos individuos de una parcela pertenezcan a especies distintas, integrando riqueza y equidad. Se calculó con la proporción de cada especie en la parcela (densidad para regeneración y cobertura para sotobosque). El índice varía entre 0 (dominancia completa de una especie) y 1 (máxima equidad).

2.4. Análisis de datos

Los registros de microparcels se extrapolaron a 1ha con el factor definido en el diseño (regeneración arbórea = 250×ind.). El ordenamiento y la consolidación de tablas se realizaron en Microsoft Excel v.2509, la generación de gráficos y los dendrogramas se ejecutaron en RStudio (Posit) v.2025.05.1+513 (paquetes principales: *tidyverse*, *vegan*, *MASS*, *agricolae/multcomp*, *ggplot2*, *ggdendro*). La lectura de los datos se organizó por grupos funcionales (clasificación según tolerancia a la sombra: intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes) y por clases de altura de la regeneración (I–IV, ver cuadro 1). El orden analítico siguió una secuencia de lo general a lo específico, primero totales por parcela y por tratamiento (densidad y cobertura totales), luego la desagregación por grupo funcional y por clase de altura, las especies vasculares no arbóreas fueron clasificadas por hábito de crecimiento (Helechos, Hierbas, Arbustos, Trepadoras) y analizadas en términos de cobertura porcentual por parcela. La unidad analítica fue la parcela, los resultados se presentan como media \pm error estándar y las transformaciones, supuestos y pruebas estadísticas se describen en la sección 2.5 de la metodología.

La diversidad α se estimó por parcela (2.000 m²) con el índice Gini–Simpson ($1 - \sum p_i^2$), donde p_i es la proporción de la especie i en la parcela, siguiendo las recomendaciones metodológicas clásicas para el uso de índices de diversidad en comunidades biológicas (Magurran, 2004). Este índice pondera con mayor peso a las especies dominantes y varía entre 0 (alta dominancia) y 1 (alta equidad). Se aplicó al sotobosque vascular no arbóreo y a la regeneración arbórea únicamente cuando la determinación taxonómica fue consistente a nivel de especie. En regeneración, las proporciones se basaron en densidad,

en el sotobosque, en la cobertura relativa por especie, siguiendo el uso de índices de diversidad y de similitud florística para comparar estructuras de bosque en estudios de bosques templados chilenos.

La diversidad β entre tratamientos se evaluó mediante la desemejanza de Bray–Curtis calculada sobre matrices de abundancia por especie (cobertura en sotobosque, densidad en regeneración), normalizadas a proporciones dentro de cada tratamiento. Este índice de desemejanza, junto con su representación mediante agrupamiento jerárquico UPGMA, se ha utilizado ampliamente en estudios de comunidades vegetales y bosques nativos para comparar la composición entre rodales y estados sucesionales (Urrutia y Hauenstein 2017). Cuando se observaron dominancias marcadas, las abundancias se transformaron mediante Hellinger (raíz cuadrada de las proporciones) para reducir el peso excesivo de las especies dominantes antes del cálculo de las distancias. Las afinidades florísticas entre tratamientos se visualizaron mediante clustering jerárquico UPGMA (enlace promedio), en los dendrogramas, la altura de unión representa la desemejanza (0–1), de manera que ramas que se unen a menor altura indican comunidades más similares y ramas que se unen a mayor altura corresponden a combinaciones de tratamiento más distintas.

En ambos estratos (Vascular no arbóreo y Vascular arbóreo) se elaboraron gráficos de barras del total por tratamiento y barras desagregadas por grupo funcional (hábito o tolerancia), además de cuadros que resumen las especies con mayor VI en cada tratamiento. De este modo, las métricas de cobertura, densidad, diversidad α y diversidad β se integran para comparar la respuesta de sotobosque y regeneración bajo los distintos regímenes silvícolas.

En ambos estratos (Vascular no arbóreo y Vascular arbóreo) se elaboraron gráficos de barras del total por tratamiento y barras desagregadas por grupo funcional (hábito o tolerancia), además de cuadros que resumen las especies con mayor VI en cada tratamiento. En vascular no arbóreo, la CR% fue estimada en la recolección de datos en terreno, en cuanto a Vascular arbóreo fue mediante la utilización de DR descrita en la sección 2.3 de la metodología. De este modo, las métricas de cobertura, densidad, diversidad α y diversidad β se integran para comparar la respuesta de sotobosque y regeneración bajo los distintos regímenes silvícolas.

2.5. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron en RStudio (Posit) v.2025.05.1+513, a partir de un libro Excel 365 con las tablas consolidadas por tratamiento. Para evitar pseudorreplicación, los registros de

microparcela se agregaron a nivel de parcela (unidad experimental), en total se analizaron 24 parcelas (6 por tratamiento), siguiendo las recomendaciones generales sobre definición de unidad experimental en estudios ecológicos (Zuur *et al.* 2009). El nivel de significancia se fijó en $\alpha = 0,05$ (bilateral) y, cuando hubo comparaciones múltiples, se aplicaron correcciones tipo Tukey sobre medias marginales estimadas, de acuerdo con el enfoque estándar para modelos mixtos en ecología (Zuur *et al.* 2009).

Dado que las variables de interés (coberturas y densidades) fueron siempre positivas, con fuerte asimetría y presencia frecuente de ceros, se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con enlace log, un enfoque recomendado para datos ecológicos con estructura jerárquica y distribuciones no normales (Zuur *et al.* 2009). En términos funcionales, estos modelos permiten: (i) comparar promedios entre tratamientos mediante efectos fijos, (ii) incorporar la variabilidad entre parcelas como efecto aleatorio, respetando la estructura de muestreo, y (iii) ajustar distribuciones distintas de la normal (por ejemplo, Tweedie) sin transformar artificialmente las variables de respuesta. Para las respuestas continuas positivas con muchos ceros se empleó una distribución Tweedie, adecuada para datos con alta frecuencia de valores iguales a 0 y valores continuos positivos, ajustada mediante el paquete glmmTMB.

En todos los modelos se incluyeron como efectos fijos el tratamiento silvícola y, cuando correspondió, sus interacciones con factores ecológicos (hábito de crecimiento en el sotobosque, grupo de tolerancia y/o clase de altura en la regeneración). La parcela se incorporó como efecto aleatorio (intercepto) para representar la variabilidad entre unidades experimentales y evitar inflar el número efectivo de réplicas. La evaluación de los ajustes se realizó mediante la inspección de residuos simulados con el paquete DHARMA y la revisión de los mensajes de convergencia, cuando un modelo presentó problemas de convergencia o sobre-dispersión se simplificó la estructura de dispersión hasta obtener un ajuste estable. A partir de los GLMM se obtuvieron medias marginales estimadas con emmeans y se efectuaron comparaciones pareadas entre tratamientos con corrección de Tukey ($\alpha = 0,05$). En las figuras, estas medias se muestran con su error estándar e intervalos de confianza del 95 %, junto con grupos de letras que indican diferencias significativas (letras minúsculas para diferencias entre tratamientos y mayúsculas para diferencias entre niveles del factor ecológico dentro de cada tratamiento).

En el estrato vascular no arbóreo, la variable básica a nivel de especie y parcela fue la cobertura promedio, calculada como el promedio del porcentaje de cobertura de la especie en las 20 microparcelas (incluyendo aquellas sin presencia). La cobertura acumulada con solape de cada parcela se obtuvo sumando las coberturas promedio de todas las especies del estrato, por lo que este indicador puede superar el 100%, porque representa carga de cobertura y no proporción exacta de suelo cubierto (p. ej.,

hierbas bajo arbustos). Para cada hábito de crecimiento (helechos, hierbas, arbustos y trepadoras) se calculó, a nivel de parcela, la suma de coberturas promedio de las especies de ese hábito, utilizando estos valores, se usaron como variables de respuesta en los GLMM y se presentan como medias marginales estimadas por tratamiento con sus respectivos grupos de letras.

Para la regeneración arbórea se trabajó con densidades de plántulas y brinzales ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) a nivel de parcela, obtenidas a partir de los conteos en microparcels y los factores de expansión definidos en el diseño. Primero se analizaron las densidades totales por tratamiento y luego se desagregaron por clases de altura (I–IV) y por grupos de tolerancia a la sombra (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes) para describir cómo se reorganizan las cohortes juveniles bajo cada régimen silvícola, y luego se modelaron mediante GLMM como variables de respuesta estructuradas por tratamiento, clase de altura y grupo funcional, manteniendo la misma estructura de efectos fijos y aleatorios previamente señalada.

3. RESULTADOS

3.1. Regeneración vascular no arbórea.

A escala de tratamiento, la cobertura total de las especies vasculares no arbóreas (suma de las coberturas promedio por especie a escala de parcela, utilizada como métrica aditiva) fue mayor en Protección Irregular ($\approx 39,6 \pm 8,5$ %) y Restauración ($\approx 36,8 \pm 17,1$ %), seguida de Control ($\approx 24,3 \pm 12,2$ %) y VDT ($\approx 19,2 \pm 10,5$ %). De acuerdo con las comparaciones post-hoc, Protección Irregular y Restauración presentaron coberturas significativamente superiores a VDT, mientras que Control se ubicó en una posición intermedia, sin diferencias significativas con los demás tratamientos (figura 2).

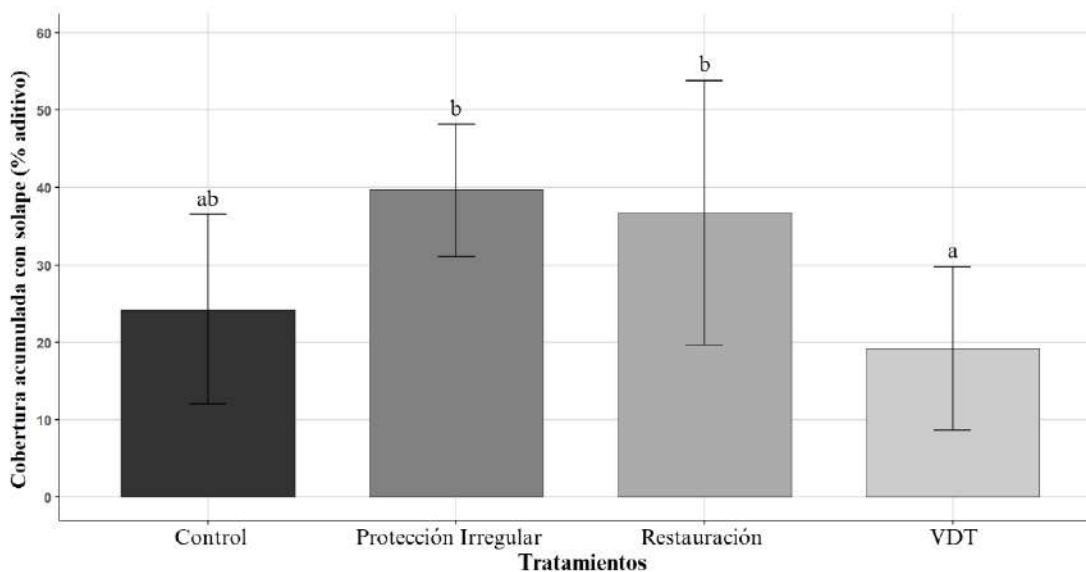


Figura 2. Cobertura acumulada total del estrato vascular no arbóreo por tratamiento silvícola en Llancahue. Las barras representan la suma de las coberturas promedio por especie a escala de parcela (media \pm DE), expresadas como porcentaje aditivo (indicador con solapamiento, no equivalente a % de suelo cubierto). Letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas en cobertura ($p < 0,05$).

Al interior del análisis correspondiente por hábito de crecimiento (figura 3), en Helechos y licófitas las coberturas son bajas y similares entre tratamientos ($\approx 1-3$ % aditivo), sin separación clara. En Hierbas destacan Restauración y Protección irregular ($\approx 14-15$ %), por sobre VDT ($\approx 4-5$ %) y con Control en un nivel intermedio ($\approx 6-7$ %). En Arbustos se observa el mayor aporte en Protección irregular ($\approx 17-18$ %), seguido por Restauración ($\approx 14-15$ %), mientras Control y VDT quedan más abajo ($\approx 9-10$ % y $\approx 8-9$ %, respectivamente). En Trepadoras sobresale Protección irregular ($\approx 14-15$ %), con Control y Restauración en niveles intermedios ($\approx 6-7$ %) y VDT nuevamente más bajo ($\approx 4-5$ %).

En el análisis inter-tratamiento, en helechos y licófitas no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos. En hierbas, Protección Irregular y Restauración presentaron coberturas significativamente mayores que VDT, mientras que Control se mantuvo en un nivel intermedio. En arbustos, Protección Irregular superó a Control y VDT, en tanto Restauración ocupó una posición intermedia, sin diferencias consistentes con los extremos. En trepadoras, Protección Irregular mostró coberturas mayores que VDT, mientras que Control y Restauración no difirieron de forma clara respecto de estos ($p > 0,05$).

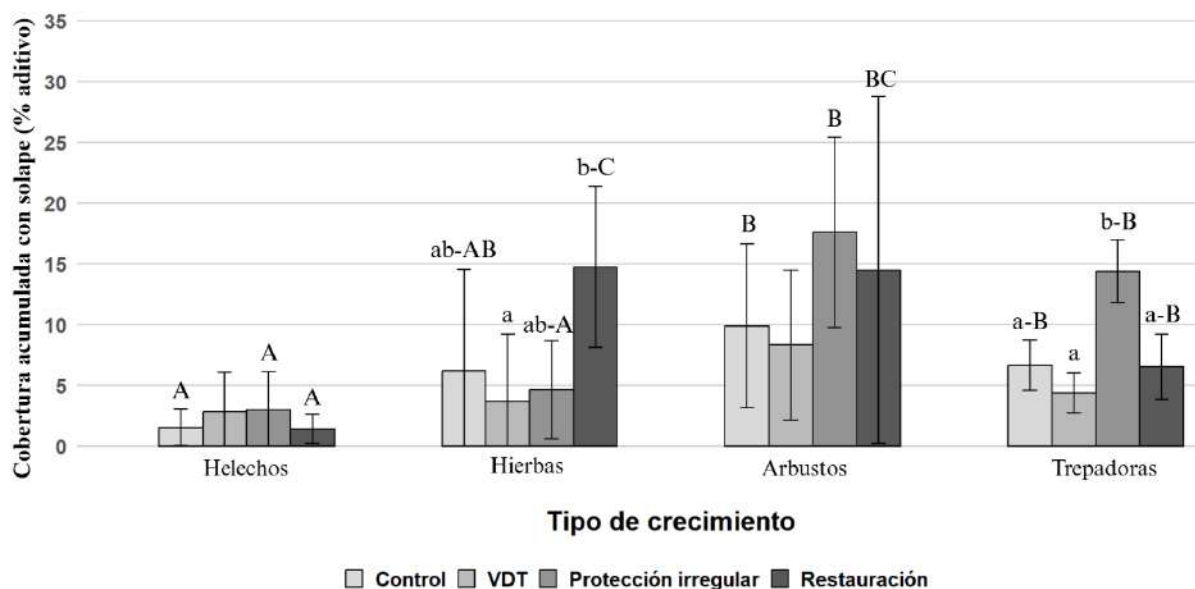


Figura 3. Cobertura acumulada (con solape) del sotobosque vascular no arbóreo por hábito de crecimiento y tratamiento silvícola. Las barras muestran la suma de las coberturas promedio por especie a escala de parcela (media \pm DE). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de cada hábito, y letras mayúsculas diferentes indican diferencias entre hábitos dentro de cada tratamiento ($p < 0,05$). Letras iguales o ausencia de letras señalan que no se detectaron diferencias significativas.

Por otra parte, al comparar los hábitos dentro de cada tratamiento, en VDT las trepadoras constituyeron el hábito con mayor cobertura, superando al resto. En Protección Irregular, los arbustos presentaron la mayor cobertura, seguidos por las trepadoras y, en último lugar, las hierbas y helechos. En Control y Restauración los contrastes fueron más moderados, los arbustos (y en menor medida las trepadoras) mostraron coberturas superiores a las de los helechos, mientras que las hierbas se ubicaron en una posición intermedia que varía ligeramente según el tratamiento.

Del análisis de VI (Anexo 2), se identificaron 8 especies del total registradas en todos los tratamientos (ver cuadro 2), que presentan un alto porcentaje a nivel de tratamientos, estas se distribuyen de la siguiente manera; trepadoras (4) (*L. rosea*, *L. marginata*, *L. polyphylla*, *L. radicans*), hierbas (2) (*G. sphacelata*, *N. granadensis*), helechos/licófitas (1) (*L. quadripinnata*) y arbustos (1) (*U. molinae*). La información detallada de su aporte en cobertura relativa, frecuencia y valor de importancia se presenta en el Anexo 2, donde se incluye el desglose completo utilizado para la interpretación de estos patrones.

Cuadro 2. Cinco especies vasculares no arbóreas con mayor valor de importancia (VI) por tratamiento. Se muestra, para cada especie, su cobertura relativa (CR) y VI (media \pm DE), el cual incluye las variables cobertura y frecuencia.

Especies	VDT			Control			Protección Irregular			Restauración		
	CR	FR	VI	CR	FR	VI	CR	FR	VI	CR	FR	VI
<i>Chusquea quila</i> (Kunth)	28,5 \pm 17,6	11,9 \pm 5,2	40,4 \pm 18,4	31,8 \pm 28,1	15,5 \pm 16,8	47,4 \pm 44,6	22,2 \pm 16,6	11,2 \pm 8,1	33,4 \pm 21,2	28,9 \pm 21,4	20,6 \pm 11,3	49,4 \pm 32,1
<i>Greigia sphacelata</i> ((Ruiz y Pav.) Regel)	4,7 \pm 3, 3	6,7 \pm 4, ,7	11,6 \pm 8,0	18,6 \pm 16,8	22,0 \pm 9,4	40,6 \pm 25,0	6,0 \pm 4, 6	8,3 \pm 5, ,5	14,3 \pm 10,0	11,3 \pm 5,4	16,5 \pm 4,3	27,7 \pm 6,5
<i>Lapageria rosea</i> (Ruiz et Pav.)	11,8 \pm 9,4	15,2 \pm 8,4	27,0 \pm 17,6	5,1 \pm 5, 7	4,7 \pm 5, 9	9,8 \pm 1 1,2	-	-	-	14,8 \pm 3,9	18,5 \pm 3,9	33,3 \pm 6,3
<i>Luzuriaga marginata</i> (Gaernt.)	5,2 \pm 6, 5	6,7 \pm 6, ,1	11,9 \pm 12,4	-	-	-	8,3 \pm 4, 7	12,1 \pm 4,6	20,4 \pm 8,8	-	-	-
<i>Luzuriaga polyphylla</i> (Hook.) J.F.	7,4 \pm 8, 0	2,9 \pm 3, ,1	10,3 \pm 10,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lophosoria quadripinnata</i> ((J. F. gmelin) C. Chr.)	-	-	-	-	-	-	6,8 \pm 4, 3	9,4 \pm 6, ,2	16,2 \pm 10,4	-	-	-
<i>Luzuriaga radicans</i> (Ruiz et pav.)	-	-	-	12,3 \pm 16,7	5,4 \pm 7, 0	17,7 \pm 23,6	7,2 \pm 8, 5	3,9 \pm 4, ,9	11,0 \pm 13,2	8,7 \pm 1 3,9	4,7 \pm 5, 1	13,4 \pm 18,5
<i>Nertera granadensis</i> ((Mutis ex L.f) Druce)	-	-	-	6,0 \pm 6, 7	4,1 \pm 4, 1	10,0 \pm 10,2	-	-	-	8,5 \pm 1 0,6	6,5 \pm 7, 1	15,0 \pm 17,6

Al comparar entre tratamientos, se observa que VDT y Restauración concentran la mayor riqueza de helechos–licófitas y hierbas, mientras que Control y Protección Irregular albergan menos especies en estos hábitos. En términos de valor de importancia, Restauración reúne el conjunto dominante más diverso del sotobosque no arbóreo donde *C. quila* mantiene el VI más alto, pero comparte protagonismo con trepadoras como *L. rosea*, la hierba *G. sphacelata*, el arbusto *U. molinae* y el helecho *L. quadripinnata*, configurando un sotobosque denso y taxonómicamente heterogéneo. VDT, en cambio, presenta un elenco dominante más acotado, donde *C. quila* sigue siendo la especie clave, acompañada principalmente por lianas de *Luzuriaga* y por *L. quadripinnata*, lo que sugiere un sotobosque menos cubierto pero estructurado por enredaderas sobre el estrato arbustivo. En Protección Irregular, la dominancia se reparte entre *C. quila*, *L. marginata*, *L. quadripinnata* y *G. sphacelata*, evidenciando una composición mixta de lianas, helechos y hierbas pioneras bajo un dosel protector irregular. En el Control, finalmente, la co-dominancia entre *C. quila* y *L. rosea*, junto con *L. radicans*, *N. granadensis* y *L.*

marginata, refleja un sotobosque donde las trepadoras comparten el protagonismo con la quila, con un conjunto de especies dominantes menos diverso que en Restauración pero más marcado que en VDT.

Los dendrogramas (figura 4), contruidos a partir de la distancia de Bray–Curtis sobre la matriz Tratamiento × Hábito, muestran un patrón claro. El par más similar es Protección Irregular–Control, con una disimilitud cercana a 0,28. Restauración se ubica a una distancia intermedia, con valores en torno a 0,31 respecto de Control y 0,41 respecto de Protección Irregular. El tratamiento más diferenciado es VDT, que se separa del resto con disimilitudes más altas, aproximadamente 0,41 frente a Control, 0,43 frente a Protección Irregular y 0,48 respecto de Restauración, lo que indica un reordenamiento más marcado de la mezcla de hábitos bajo este régimen.

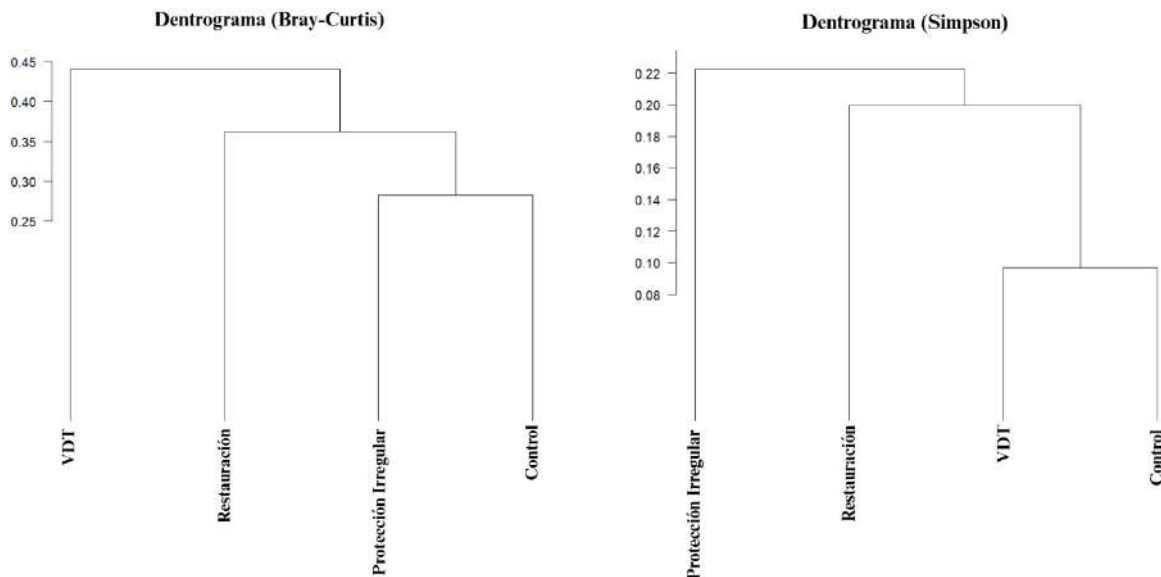


Figura 4. Dendrogramas jerárquicos de similitud entre tratamientos silvícolas según la composición del sotobosque vascular no arbóreo. Bray–Curtis calculado sobre coberturas por hábito de crecimiento y β_{sim} (1–Simpson) sobre abundancias relativas por especie. La altura de fusión indica desemejanza en escala 0–1.

El análisis de Simpson, enfocado en la estructura de dominancia a nivel de especie, entregó un patrón distinto. En este caso, los tratamientos más semejantes fueron Restauración y Control, y también Control y VDT, con disimilitudes cercanas a 0,10, lo que refleja una coincidencia muy alta en las especies dominantes. VDT y Restauración mantuvieron igualmente una distancia moderada ($\approx 0,24$). Protección Irregular resultó el tratamiento relativamente más distante según esta métrica, con disimilitudes del orden

de 0,17–0,27 respecto de los otros regímenes, indicando una estructura de dominancia algo menos coincidente con el resto.

3.2 Regeneración vascular arbórea.

La densidad total de regeneración de plántulas (figura 5) varió significativamente entre regímenes silvícolas. Las medias \pm desviación estándar por tratamiento fueron para Control = 33.667 ± 12.584 ind·ha⁻¹, VDT = 75.167 ± 27.699 ind·ha⁻¹, Protección Irregular = 73.917 ± 27.090 ind·ha⁻¹ y Restauración = 59.125 ± 44.858 ind·ha⁻¹.

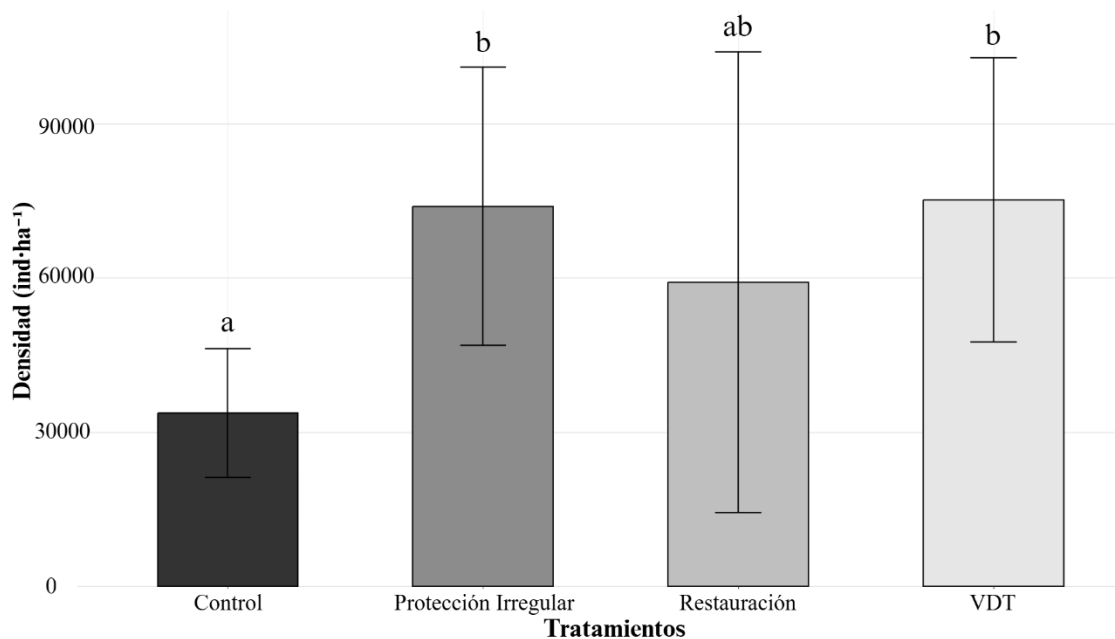


Figura 5. Densidad total de plántulas por tratamiento. Las barras corresponden a la densidad promedio a escala de parcela (media \pm DE), expresada en ind·ha⁻¹. Letras minúsculas sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

La prueba post-hoc distinguió tres niveles de respuesta. Los tratamientos con manejo de mayor intensidad se ubicaron en el nivel superior, con densidades de regeneración significativamente mayores que el bosque testigo. El tratamiento de Restauración se posicionó en un nivel intermedio, sin diferencias estadísticas claras ni respecto de los tratamientos más intensivos ni respecto del Control, aunque con una tendencia a presentar valores superiores a este último.

En el análisis de densidad de plántulas ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) por grupo funcional (figura 6), en el tratamiento VDT las plántulas de especies semi-tolerantes alcanzaron la mayor densidad, con $36.500 \pm 18.289 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$; les siguieron las tolerantes con $23.708 \pm 11.123 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, mientras que las intolerantes registraron $14.958 \pm 8.061 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. En Control, los valores fueron considerablemente menores, con tolerantes $14.875 \pm 4.708 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, semi-tolerantes $10.375 \pm 3.911 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ e intolerantes $8.417 \pm 6.621 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. En Restauración, las plántulas tolerantes alcanzaron $24.917 \pm 16.511 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, las intolerantes $20.708 \pm 34.372 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ y las semi-tolerantes $13.500 \pm 6.360 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$.

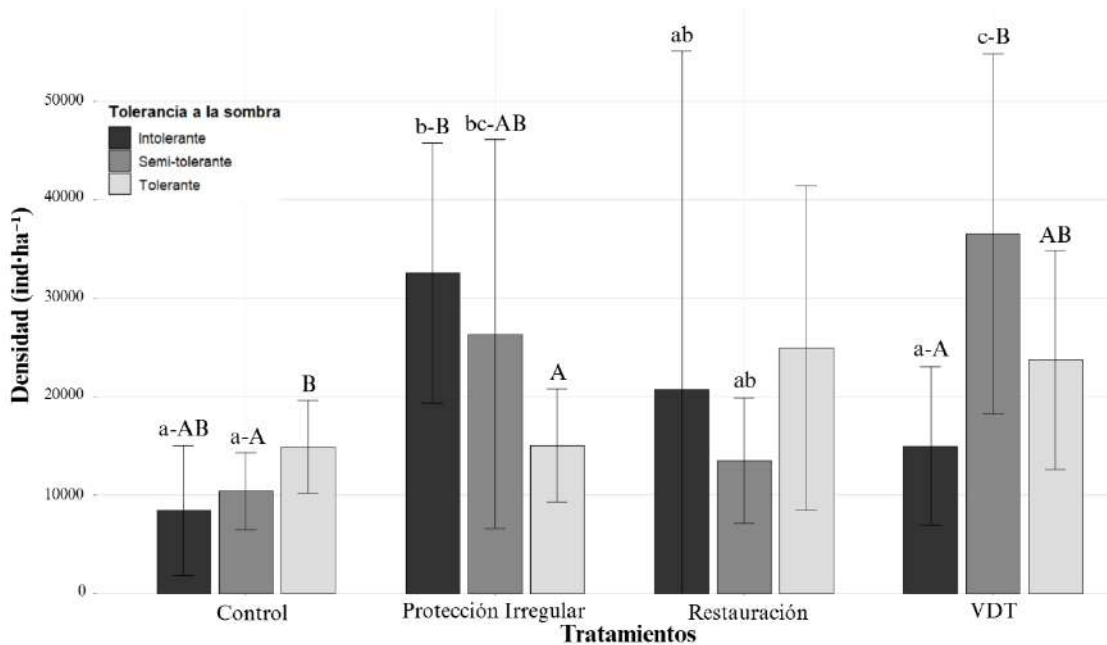


Figura 6. Densidad de plántulas por grupo de tolerancia a la sombra y tratamiento silvícola. Las barras corresponden a la densidad promedio a escala de parcela (media \pm DE), expresada en $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. Las letras minúsculas indican comparaciones entre tratamientos dentro de un mismo grupo de tolerancia y las letras mayúsculas indican comparaciones entre grupos de tolerancia dentro de un mismo tratamiento. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0,05$).

En Protección Irregular, se observaron las densidades más altas para los grupos intolerantes y semi-tolerantes, con $32.542 \pm 13.224 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $26.333 \pm 19.758 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente. Las plántulas tolerantes, en cambio, registraron valores más bajos, con $15.042 \pm 5.782 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. En conjunto, los tratamientos de Protección Irregular y VDT concentraron las mayores densidades totales de regeneración, principalmente en los grupos semi-tolerantes e intolerantes, mientras que el Control mostró los valores más bajos en todas las categorías. La asignación de especies a cada grupo funcional (tolerantes, semi-tolerantes, intolerantes) y sus respaldos bibliográficos se detallan en el *Anexo I*.

La comparación de la regeneración de plántulas por categorías de tolerancia a la sombra mostró diferencias significativas entre tratamientos, particularmente para los grupos intolerantes y semi-tolerantes ($p < 0,05$). En el análisis inter-tratamientos, las mayores densidades se registraron en VDT ($36.500 \pm 18.289 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Protección Irregular ($26.333 \pm 19.758 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$), ambas significativamente superiores al Control ($10.375 \pm 3.911 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Restauración ($13.500 \pm 6.360 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$), que mostraron valores menores. En cambio, las especies tolerantes no presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$), manteniendo densidades relativamente homogéneas en las cuatro condiciones de manejo. Por otra parte, en el análisis intra-tratamiento, las diferencias fueron leves y se observaron principalmente en VDT, donde los semi-tolerantes y tolerantes presentaron mayores densidades que los intolerantes. En Protección Irregular y Restauración, los tres grupos funcionales mostraron valores similares entre sí, mientras que en el Control predominó una ligera mayor densidad de tolerantes. En general, no se registraron diferencias estadísticas significativas dentro de los tratamientos ($p > 0,05$).

La evaluación de la regeneración en la clase de brinzales (figura 7) mostró que la densidad promedio más alta se registró en Protección Irregular, con $7.625 \pm 5.838 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, seguida por Restauración ($5.750 \pm 2.455 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) y VDT ($4.708 \pm 1.971 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$). El valor más bajo correspondió al Control, con $2.667 \pm 1.915 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$.

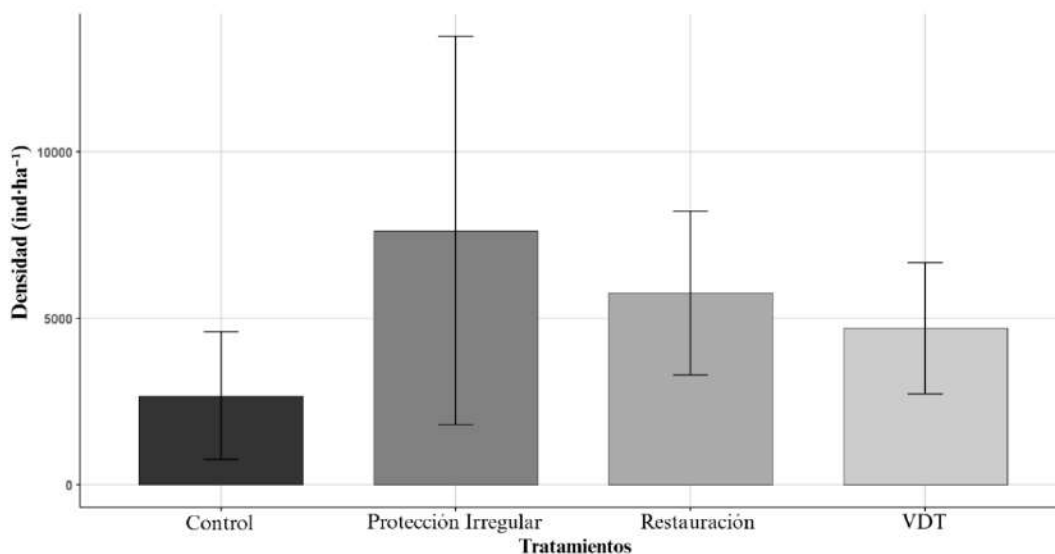


Figura 7. Densidad total de brinzales por tratamiento. Las barras corresponden a la densidad promedio a escala de parcela (media \pm DE), expresada en $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ para brinzales con altura ≥ 200 cm. No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en la densidad de brinzales, por lo que no se muestran letras sobre las barras ($p > 0,05$).

La evaluación de la regeneración en la clase de brinzales por grupo de tolerancia a la sombra (figura 8) muestra, a partir de las medias estimadas por los modelos mixtos, que Protección Irregular presenta las densidades más altas en la mayoría de los grupos funcionales, con aproximadamente $3.208 \pm 1.409 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en especies intolerantes, $3.875 \pm 4.893 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en semi-tolerantes y $542 \pm 697 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en tolerantes. En VDT las densidades se sitúan en rangos intermedios, cercanos a $500 \pm 592 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en intolerantes, $2.000 \pm 1.597 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en semi-tolerantes y $2.208 \pm 1.561 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en tolerantes. Restauración muestra valores similares o levemente inferiores, con alrededor de $667 \pm 944 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en intolerantes, $2.208 \pm 1.577 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en semi-tolerantes y $2.875 \pm 2.229 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en tolerantes. El Control concentra las densidades más bajas en casi todos los grupos, con aproximadamente $167 \pm 204 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en intolerantes, $1.083 \pm 769 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en semi-tolerantes y $1.417 \pm 1.438 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en tolerantes.

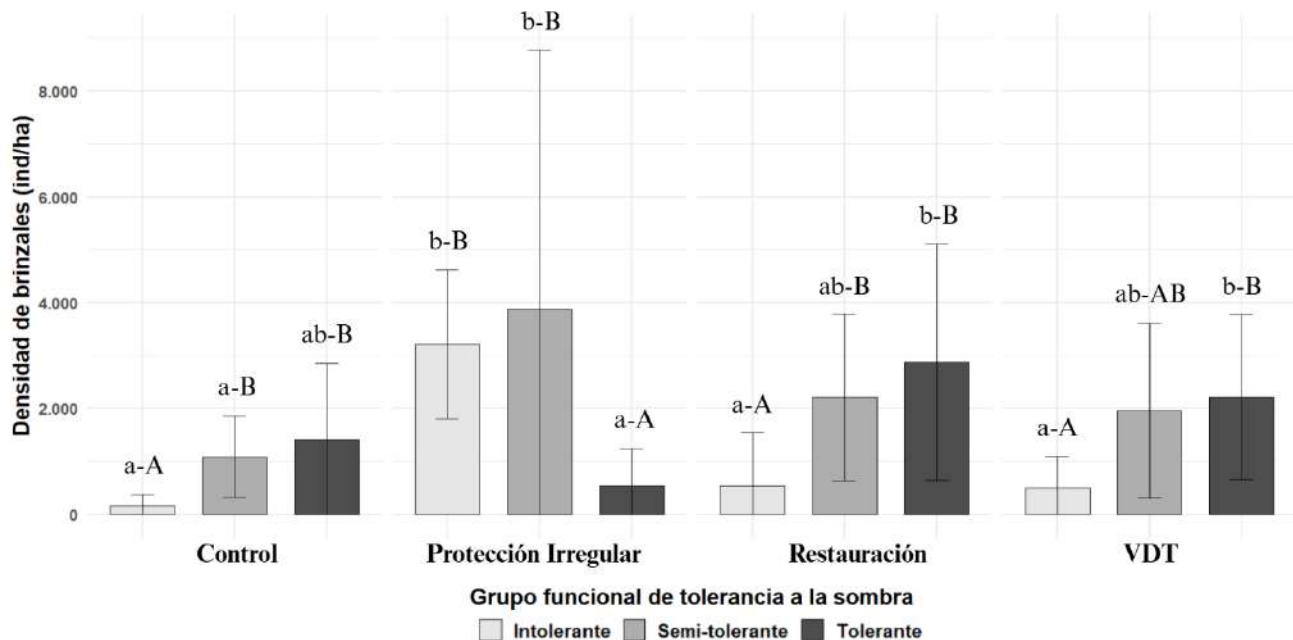


Figura 8. Densidad de brinzales por grupo de tolerancia a la sombra y tratamiento silvícola. Las barras corresponden a la densidad promedio a escala de parcela (media \pm DE), expresada en $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Letras minúsculas comparan tratamientos dentro de un mismo grupo, letras mayúsculas comparan grupos dentro de un mismo tratamiento. Misma letra o ausencia de letras indica que no hay diferencias significativas ($p < 0,05$).

El modelo mixto con interacción tratamiento \times grupo de tolerancia mostró diferencias significativas tanto entre tratamientos dentro de cada grupo funcional como entre grupos funcionales dentro de cada tratamiento (figura 8). En las especies intolerantes, Protección Irregular presentó densidades de brinzales claramente superiores a las de Restauración, VDT y Control, que no difirieron

entre sí. En las semi-tolerantes, Protección Irregular también superó a Control, mientras que Restauración y VDT se ubicaron en un nivel intermedio, sin diferencias estadísticamente claras respecto de ninguno de los dos extremos. En las tolerantes, Restauración y VDT concentraron las mayores densidades de brinzales, con valores significativamente más altos que los de Protección Irregular, mientras que Control ocupó una posición intermedia.

Desde la perspectiva intra-tratamiento, en Control y Restauración la regeneración avanzada estuvo dominada por especies tolerantes y semi-tolerantes, cuyas densidades fueron similares entre sí y notablemente mayores que las de las intolerantes. En VDT se observó un patrón comparable, con la mayor densidad en las especies tolerantes, un nivel intermedio en las semi-tolerantes y el menor aporte en las intolerantes. En Protección Irregular, en cambio, las mayores densidades se concentraron en las semi-tolerantes, seguidas de cerca por las intolerantes, mientras que las tolerantes aportaron los valores más bajos.

El análisis de los valores de importancia reveló diferencias claras en las especies dominantes según el régimen silvícola (cuadro 3). En Protección Irregular, *D. winteri* presentó los VI más altos, seguida por *A. luma* y, en menor medida, por *R. laetevirens*, mientras que *E. cordifolia* y *L. philippiana* completaron el conjunto dominante. En Restauración, los mayores VI correspondieron a *A. punctatum*, acompañada por *L. philippiana*, *P. salignus* y por aportes relevantes de *R. spinosus* y *E. cordifolia*. En VDT, la dominancia se concentró principalmente en *A. punctatum*, *L. philippiana* y *R. spinosus*, con *P. salignus* y *E. cordifolia* en un segundo plano. En el Control, finalmente, se observaron VI moderados y relativamente parejos entre *A. punctatum*, *A. luma*, *D. winteri*, *E. cordifolia* y *R. laetevirens*, de modo que no se distingue una especie claramente dominante. Los detalles específicos de densidad relativa (DR) y valor de importancia (VI) asociados a estas tendencias se presentan en el Cuadro 3 y en el Anexo 1.

Cuadro 3. Cinco especies arbóreas con mayor valor de importancia (VI) por cada tratamiento silvícola. Se muestran los valores de Densidad relativa (DR, media \pm desviación estándar) y el valor de importancia (VI, media \pm desviación estándar) de cada especie, junto con su categoría funcional de sombra–tolerancia (ST); I = Intolerante, ST = Semi-tolerante y T = Tolerante.

Especies	ST	Protección Irregular			Restauración			VDT			Control		
		DR	DR	VI	DR	DR	VI	DR	DR	VI	DR	DR	VI
<i>Aextoxicon punctatum</i> (Ruiz et Pav)	T	-	-	-	29,7 \pm 2 0,7	18,8 \pm 1 0,5	48,5 \pm 3 0,9	-	-	-	8,5 \pm 6, 7	9,1 \pm 6, 6	17,5 \pm 1 3,2
<i>Amomyrtus luma</i> (D.Legrand et kausel)	T	17,0 \pm 5 ,9	13,1 \pm 3,2	30,1 \pm 8 ,6	-	-	-	11,1 \pm 7 ,7	10,4 \pm 6,1	21,6 \pm 1 3,7	-	-	-
<i>Drimys winteri</i> (J.R. Forst. Et G, Forst)	ST	27,3 \pm 1 0,8	13,1 \pm 3,1	40,4 \pm 1 2,3	-	-	-	9,8 \pm 4, 0	9,7 \pm 2, 0	19,5 \pm 5 ,1	10,6 \pm 7 ,2	10,7 \pm 5,3	21,4 \pm 1 2,4
<i>Eucryphia cordifolia</i> (Cav.)	ST	5,5 \pm 3, 4	6,6 \pm 2, 3	12,1 \pm 5 ,4	7,0 \pm 6, 2	7,4 \pm 5, 0	14,4 \pm 1 0,8	18,6 \pm 1 3,0	9,5 \pm 4, 6	28,2 \pm 1 7,2	13,6 \pm 1 3,3	8,3 \pm 7, 2	21,9 \pm 1 9,7
<i>Laurelia sempervirens</i> ((Ruiz et pav.) Tul.)	ST	-	-	-	-	-	-	20,7 \pm 1 2,1	12,1 \pm 2,6	32,8 \pm 1 4,7	-	-	-
<i>Laureliopsis philippiana</i> ((Looser) Schodde)	T	7,6 \pm 6, 2	6,8 \pm 4, 1	14,4 \pm 1 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podocarpus salignus</i> (D. Don)	ST	-	-	-	13,6 \pm 1 3,1	14,5 \pm 1 0,1	28,0 \pm 2 0,5	-	-	-	-	-	-
<i>Rhaphithamnus spinosus</i> ((Juss.) Moldkenke)	I	-	-	-	9,6 \pm 7, 5	10,9 \pm 6 ,2	20,5 \pm 1 2,5	-	-	-	10,3 \pm 1 2,2	8,2 \pm 8, 5	18,5 \pm 2 0,7
<i>Raukava laetevirens</i> ((Gry) Frodin)	I	9,6 \pm 6, 3	11,7 \pm 4,4	21,3 \pm 1 0,4	13,0 \pm 1 1,6	12,3 \pm 9 ,4	25,3 \pm 1 2,5	10,7 \pm 1 3,5	7,3 \pm 6, 0	18,0 \pm 1 9,4	9,9 \pm 5, 1	11,1 \pm 3,6	21,0 \pm 8 ,5

Al comparar entre tratamientos, se aprecia que Restauración reúne el mayor número de especies con VI altos, abarcando las tres categorías funcionales de tolerancia a la sombra (tolerantes: *A. punctatum*, *L. philippiana*; semi-tolerantes: *E. cordifolia*, *P. salignus*; intolerantes: *R. spinosus*, *R. laetevirens*). VDT, en cambio, presenta un elenco dominante algo más acotado pero con VI elevados, integrado sobre todo por especies tolerantes y semi-tolerantes, lo que sugiere un sesgo hacia especies de mayor talla adaptadas a condiciones de dosel parcialmente abierto. En Protección Irregular destacan principalmente *D. winteri* y *A. luma*, acompañadas por *R. laetevirens*, conformando una mezcla de especies semi-tolerantes, tolerantes e intolerantes. El Control, por su parte, muestra especies con VI intermedios distribuidos entre tolerantes y semi-tolerantes, con las intolerantes en un rol secundario.

Cuadro 4. Riqueza florística total por tratamiento silvícola. Se muestra, para cada régimen, el número de especies de regeneración arbórea (plántulas y brinzales) desagregadas por grupos de tolerancia a la sombra (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes), así como la riqueza de especies vasculares no arbóreas por hábito de crecimiento (Helechos y Licófitas, Hierbas, Arbustos y Trepadoras). Se incluye además la riqueza total de especies vasculares arbóreas y no arbóreas por tratamiento.

Variable	Sombra tolerancia	Plántulas	Brinzales	Hábito de crecimiento	Riqueza	Total Vascular arbóreo	Total vascular no arbóreo
		Riqueza	Riqueza				
VDT	Intolerante	7	4	Helechos	14	27	43
	Semi-tolerante	9	6	Hierbas	14		
				Arbustos	8		
	Tolerante	11	10	Trepadoras	7		
Control	Intolerante	5	2	Helechos	7	23	31
	Semi-tolerante	7	6	Hierbas	8		
				Arbustos	9		
	Tolerante	11	7	Trepadoras	7		
Restauración	Intolerante	5	4	Helechos	11	20	43
	Semi-tolerante	7	5	Hierbas	16		
				Arbustos	10		
	Tolerante	8	6	Trepadoras	6		
Protección Irregular	Intolerante	6	8	Helechos	6	23	28
	Semi-tolerante	7	4	Hierbas	6		
				Arbustos	8		
	Tolerante	10	4	Trepadoras	8		

En términos de riqueza florística total de la regeneración (cuadro 4), VDT concentró el mayor número de especies (27 spp.), seguido por Control y Protección Irregular (23 spp. cada uno) y, en último lugar, Restauración (20 spp.). En plántulas, todos los tratamientos mostraron un gradiente similar con mayor número de especies tolerantes a la sombra, aunque VDT y Protección Irregular reunieron ligeramente más especies en cada grupo de tolerancia, en brinzales, VDT combinó la mayor riqueza de especies tolerantes (10 spp.) y semi-tolerantes (6 spp.), mientras que Protección Irregular destacó por una mayor riqueza de especies intolerantes (8 spp.), quedando Control y Restauración en valores intermedios y relativamente equilibrados entre grupos funcionales. A nivel de sotobosque, la riqueza por hábito de crecimiento mostró patrones congruentes, los helechos y licófitas alcanzaron 14 especies en VDT y 11

en Restauración (frente a 7 en Control y 6 en Protección Irregular), mientras que las hierbas se concentraron en VDT y Restauración (14 y 16 spp., respectivamente), con menores valores en Control (8 spp.) y Protección Irregular (6 spp.), en arbustos la riqueza fue similar entre tratamientos (8 spp. en VDT y Protección Irregular, 9 en Control y 10 en Restauración), y en trepadoras se observaron diferencias leves (8 spp. en Protección Irregular, 7 en VDT y Control, y 6 en Restauración).

El análisis de desemejanza entregó dos lecturas complementarias (figura 9). Con Bray–Curtis, las distancias entre tratamientos fueron moderadas. El par más similar fue VDT–Control ($\approx 0,16$), seguido por Protección Irregular–VDT ($\approx 0,27$) y Control–Restauración ($\approx 0,28$).

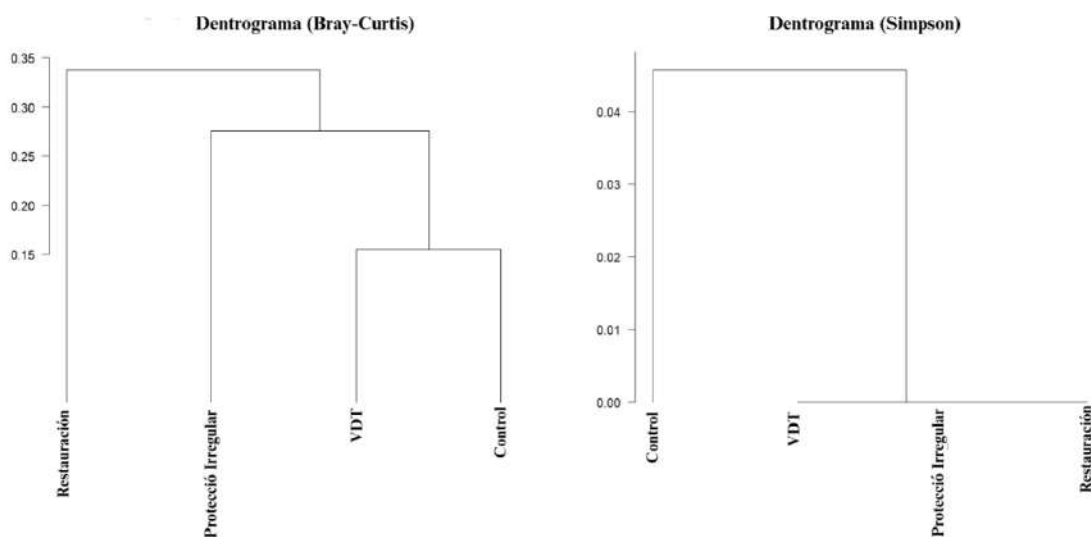


Figura 9. Dendrogramas jerárquicos de similitud entre tratamientos silvícolas según la composición de la regeneración arbórea (plántulas y brinzales). Bray–Curtis calculado sobre densidades por especie y β_{sim} ($1 - Simpson$) sobre abundancias relativas. La altura de fusión indica desemejanza en escala 0–1.

Los contrastes mayores para Bray–Curtis se observaron entre Protección Irregular y Restauración ($\approx 0,43$) y entre Restauración y VDT ($\approx 0,31$). El dendrograma resultante agrupa primero VDT con Control, luego se suma Protección Irregular y, finalmente, Restauración se incorpora a mayor altura, indicando que este último tratamiento presenta la estructura de abundancias más distinta dentro del conjunto.

En contraste, el análisis basado en Simpson, mostró distancias muy bajas. Protección Irregular, Restauración y VDT aparecieron prácticamente indiferenciables entre sí (0,00), mientras que Control se separó levemente del resto, con desemejanzas en torno a 0,04–0,05.

3.3. Gráficos de caja por rangos de altura y grupo funcional.

En VDT (figura 10), la regeneración se concentró en la fracción de especies semi-tolerantes, que presentó las mayores medianas y también las medias más altas, junto con una marcada heterogeneidad inter-parcelas. En la clase de plántulas (5–<50 cm), las medianas fueron de 26.000 (Q1–Q3 = 15.625–36.000) ind·ha⁻¹ para semi-tolerantes, 16.625 (Q1–Q3 = 10.063–23.000) ind·ha⁻¹ para tolerantes y 13.250 (Q1–Q3 = 6.063–18.563) ind·ha⁻¹ para intolerantes. Las medias \pm DE concordaron con este orden (27.083 \pm 13.574; 16.792 \pm 7.469; 12.417 \pm 6.978 ind·ha⁻¹, respectivamente). El rango de los semi-tolerantes (mín = 13.500; máx = 45.500) evidenció parches con reclutamiento muy intenso, lo que elevó la variabilidad del tratamiento.

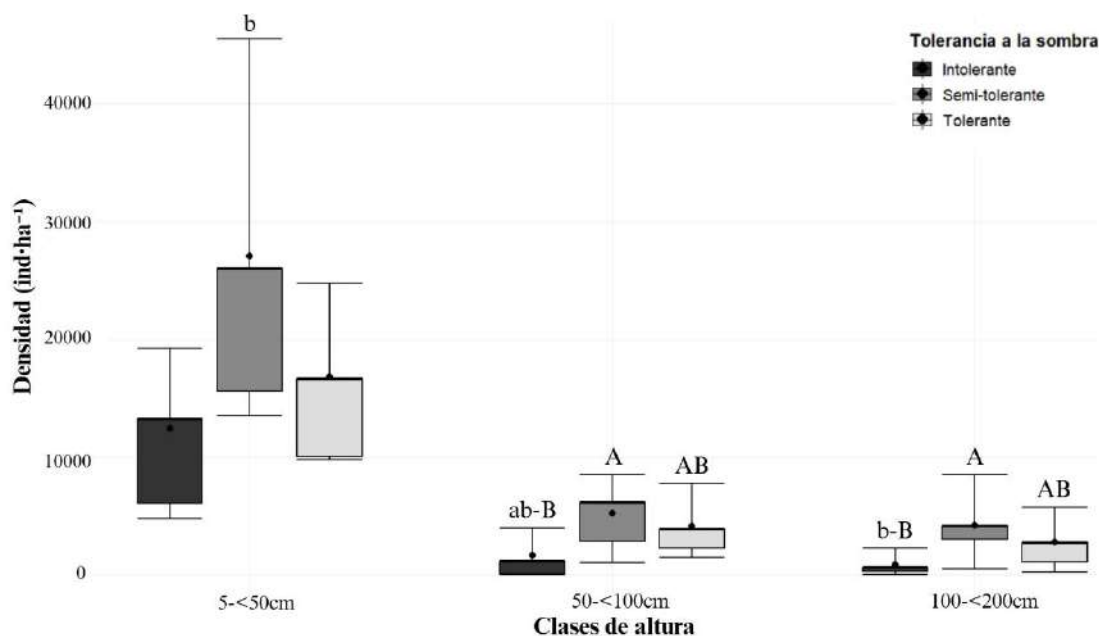


Figura 10. Densidad de plántulas en VDT según clases de altura (5–<50, 50–<100 y 100–<200 cm) y grupos de tolerancia a la sombra. Las barras muestran la densidad promedio por parcela (media \pm DE, ind·ha⁻¹). El punto negro en cada barra corresponde a la media de la densidad para ese grupo. Diferencias significativas entre clases o grupos se indican con letras distintas sobre las barras ($p < 0,05$).

En la clase 50–<100 cm, las medianas descendieron a 6.125 (Q1–Q3 = 2.813–7.375) ind·ha⁻¹ en semi-tolerantes, mientras que los tolerantes alcanzaron 3.875 (Q1–Q3 = 2.250–5.500) e intolerantes 1.125 (Q1–Q3 = 63–3.313) ind·ha⁻¹. Las medias reflejaron la misma tendencia, con 5.208 \pm 3.120 para semi-tolerantes, 4.125 \pm 2.402 para tolerantes y 1.667 \pm 1.869 para intolerantes.

En la clase 100–<200 cm, la mediana fue de 4.125 (Q1–Q3 = 3.000–5.063) ind·ha⁻¹ para semi-tolerantes, 2.750 (Q1–Q3 = 1.063–4.250) ind·ha⁻¹ para tolerantes y 625 (Q1–Q3 = 313–1.313) ind·ha⁻¹ para intolerantes. Las medias ± DE fueron de 4.208 ± 2.671, 2.792 ± 2.205 y 875 ± 848 ind·ha⁻¹, respectivamente.

En el análisis comparativo entre tratamientos, la clase de altura 5–<50 cm mostró el contraste más marcado, en VDT las plántulas semi-tolerantes alcanzaron las mayores densidades y fueron significativamente más abundantes que en Control y Restauración, mientras que Protección Irregular se ubicó en un nivel intermedio. En las clases superiores (50–<100 y 100–<200 cm) no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos para ninguno de los grupos de tolerancia, por lo que todas las condiciones de manejo quedaron dentro de un mismo rango de comparación.

A nivel intra-tratamiento, los contrastes más claros se observaron dentro de VDT. En las tres clases de altura, las plántulas semi-tolerantes presentaron densidades significativamente superiores a las intolerantes, mientras que las tolerantes se ubicaron en un nivel intermedio. Este patrón fue más marcado en 5–<50 cm; en 50–<100 cm las semi-tolerantes y tolerantes alcanzaron densidades similares y ambas superaron a las intolerantes, y en 100–<200 cm se mantuvo la ventaja de semi-tolerantes y tolerantes sobre las intolerantes. En los demás tratamientos no se registraron diferencias significativas entre grupos funcionales dentro de cada clase de altura, lo que sugiere una distribución más equilibrada de la regeneración bajo esos regímenes.

En el tratamiento Restauración (figura 11), la densidad de plántulas mostró una respuesta heterogénea entre grupos funcionales, con valores extremos que incrementaron considerablemente la media de los intolerantes en la clase de plántulas más pequeñas (5–<50 cm). Para esta categoría, las medianas y cuartiles fueron: intolerantes Q2 = 4.750 (Q1–Q3 = 3.625–8.875), semi-tolerantes Q2 = 7.625 (Q1–Q3 = 4.438–12.688) y tolerantes Q2 = 9.375 (Q1–Q3 = 5.125–19.438) ind·ha⁻¹. Las medias ± DE reflejaron esta dispersión, intolerantes ≈ 16.542 ± 29.172 y tolerantes ≈ 11.750 ± 9.676 ind·ha⁻¹, frente a valores más estables en semi-tolerantes (≈ 8.083 ± 5.621). Este patrón se explicó por la existencia de parcelas con valores máximos muy altos (intolerantes máx = 75.750; tolerantes máx = 24.250), que inflaron los promedios del tratamiento.

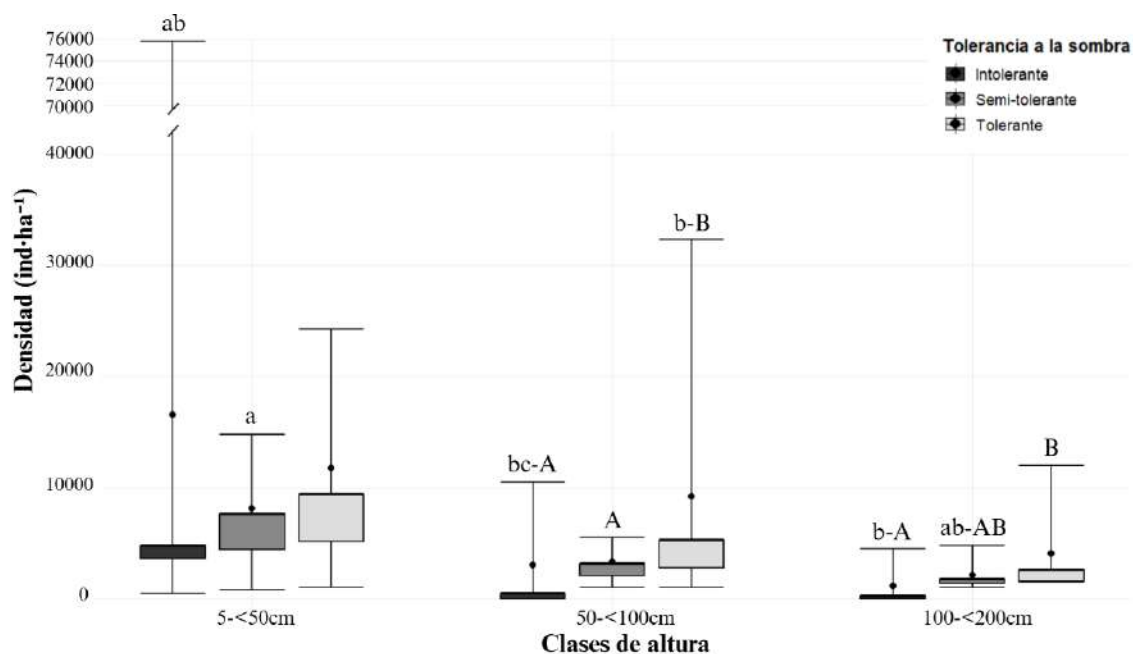


Figura 11. Densidad de regeneración en Restauración según clases de altura (5-<50, 50-<100 y 100-<200 cm) y grupos de tolerancia a la sombra. Los valores corresponden a la densidad promedio por parcela (media \pm DE, ind·ha⁻¹). El punto negro en cada barra corresponde a la media de la densidad para ese grupo. Diferencias significativas entre clases o grupos se indican con letras distintas ($p < 0,05$).

En la clase 50-<100 cm, las medianas descendieron en intolerantes (Q2 = 500; Q1-Q3 = 0-5.125), mientras que tolerantes y semi-tolerantes se mantuvieron en niveles intermedios, tolerantes Q2 = 5.250 (Q1-Q3 = 2.750-8.500) y semi-tolerantes \approx 3.333 ind·ha⁻¹. Las medias \pm DE fueron, intolerantes \approx 3.000 \pm 4.461, tolerantes \approx 9.208 \pm 11.662 y semi-tolerantes \approx 3.333 \pm 1.855 ind·ha⁻¹. Estos resultados confirman que, aunque la mayoría de las parcelas tuvo valores bajos, en tolerantes hubo sectores puntuales con reclutamiento intenso en esta clase.

Para la clase 100-<200 cm, las medianas continuaron decreciendo, tolerantes Q2 = 2.625 (Q1-Q3 = 1.563-3.875), semi-tolerantes Q2 = 1.750 (Q1-Q3 = 1.375-1.938) e intolerantes Q2 = 250 (Q1-Q3 = 0-1.625). Las medias \pm DE fueron aproximadamente 3.958 \pm 4.112 (tolerantes), 2.083 \pm 1.357 (semi-tolerantes) y 1.167 \pm 1.807 (intolerantes).

En la clase 50-<100 cm, las medianas descendieron en intolerantes (Q2 = 500; Q1-Q3 = 0-5.125), mientras que tolerantes y semi-tolerantes se mantuvieron en niveles intermedios, tolerantes Q2 = 5.250 (Q1-Q3 = 2.750-8.500) y semi-tolerantes \approx 3.333 ind·ha⁻¹. Las medias \pm DE fueron, intolerantes \approx 3.000 \pm 4.461, tolerantes \approx 9.208 \pm 11.662 y semi-tolerantes \approx 3.333 \pm 1.855 ind·ha⁻¹. Estos resultados

confirman que, aunque la mayoría de las parcelas tuvo valores bajos, en tolerantes hubo sectores puntuales con reclutamiento intenso en esta clase.

Para la clase 100–<200 cm, las medianas continuaron decreciendo, tolerantes $Q2 = 2.625$ ($Q1-Q3 = 1.563-3.875$), semi-tolerantes $Q2 = 1.750$ ($Q1-Q3 = 1.375-1.938$) e intolerantes $Q2 = 250$ ($Q1-Q3 = 0-1.625$). Las medias \pm DE fueron aproximadamente 3.958 ± 4.112 (tolerantes), 2.083 ± 1.357 (semi-tolerantes) y 1.167 ± 1.807 (intolerantes).

En el tratamiento de Restauración, las comparaciones entre tratamientos no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en la densidad de plántulas, aunque en el estrato 5–<50 cm se observó que las especies semi-tolerantes tendieron a ubicarse en el rango inferior de valores respecto de los otros tratamientos. En los estratos superiores (50–<100 cm y 100–<200 cm) las densidades fueron similares entre tratamientos, sin contrastes claros.

A nivel interno del tratamiento, solo en el estrato 100–<200 cm se apreció que las especies tolerantes presentaron densidades algo mayores que las semi-tolerantes e intolerantes, pero estas diferencias no fueron fuertes desde el punto de vista estadístico. En conjunto, Restauración mostró un patrón de regeneración relativamente equilibrado entre los grupos funcionales, sin un grupo que destaque de manera nítida sobre los demás, lo que contrasta con los patrones más marcados observados en VDT o en Protección Irregular.

En el tratamiento Protección Irregular (figura 12), la densidad de plántulas (5–<50 cm) mostró un patrón de alta abundancia media con marcada heterogeneidad espacial entre parcelas. Las franjas intolerantes y semi-tolerantes concentraron las mayores medianas, $Q2 = 19.625$ ($Q1-Q3 = 16.125-31.750$) e $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en intolerantes y $Q2 = 18.625$ ($Q1-Q3 = 7.875-27.500$) en semi-tolerantes, mientras que las plántulas tolerantes alcanzaron $Q2 = 10.750$ ($Q1-Q3 = 10.063-14.625$). Las medias \pm DE apoyaron este patrón, aunque con gran variabilidad: intolerantes 23.625 ± 10.710 , semi-tolerantes 19.833 ± 14.403 y tolerantes $12.958 \pm 5.202 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$. Los máximos observados (intolerantes $\text{máx} = 38.500$; semi-tolerantes $\text{máx} = 41.500$) evidencian la existencia de parches con reclutamiento muy intenso que elevan las medias sin necesariamente reflejar la mediana del conjunto.

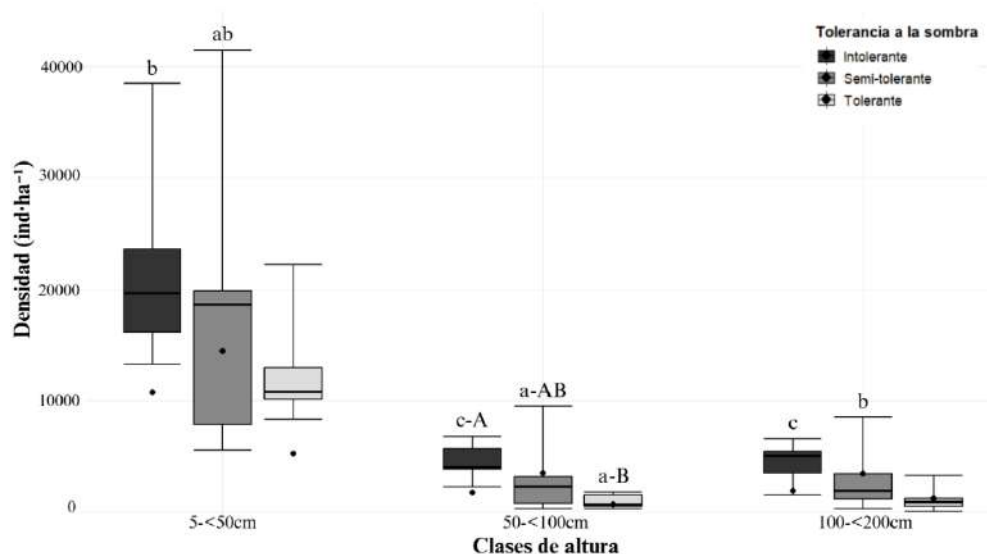


Figura 12. Densidad de regeneración en el tratamiento Protección Irregular según clases de altura (5–<50, 50–<100 y 100–<200 cm) y grupos de tolerancia a la sombra (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes). Las barras muestran la densidad promedio por parcela (media \pm DE, ind·ha⁻¹). El punto negro en cada barra corresponde a la media de la densidad para ese grupo. Diferencias significativas entre clases de altura o grupos de tolerancia se indican con letras distintas sobre las barras ($p < 0,05$).

En la clase 50–<100 cm, las densidades disminuyeron en comparación con la clase de plántulas, aunque se mantuvo la misma jerarquía entre grupos funcionales. Las medianas fueron: intolerantes $Q_2 = 4.000$ (Q_1 – $Q_3 = 3.813$ – 5.688 ; media = 4.500 ± 1.688), semi-tolerantes $Q_2 = 2.250$ (Q_1 – $Q_3 = 750$ – 3.750 ; media = 3.125 ± 3.441) y tolerantes $Q_2 = 625$ (Q_1 – $Q_3 = 500$ – 1.500 ; media = 917 ± 665) ind·ha⁻¹.

En la clase 100–<200 cm, las medianas continuaron decreciendo y se situaron en torno a 5.000 (intolerantes), 1.875 (semi-tolerantes) y 875 (tolerantes) ind·ha⁻¹. Las medias \pm DE fueron 4.417 ± 1.835 (intolerantes), 3.375 ± 3.401 (semi-tolerantes) y 1.167 ± 1.158 (tolerantes). La mayor dispersión observada en semi-tolerantes e intolerantes (IQR y DE elevados) sugiere heterogeneidad espacial y la presencia de episodios localizados donde ciertas cohortes lograron avanzar hacia clases de mayor altura.

En el tratamiento Protección Irregular, el análisis inter-tratamientos evidenció diferencias significativas en las plántulas intolerantes del estrato 5–<50 cm, que registraron densidades significativamente superiores a las de los otros grupos funcionales y se ubicaron en un rango intermedio frente a los demás tratamientos. En los estratos superiores (50–<100 cm y 100–<200 cm) las diferencias inter-tratamientos fueron menores, aunque se mantuvo una ligera ventaja de las intolerantes sobre los otros grupos.

A nivel intra-tratamiento, se observaron contrastes en las clases 50–<100 cm y 100–<200 cm, donde las especies intolerantes alcanzaron densidades significativamente mayores que las semi-tolerantes y tolerantes. En conjunto, Protección Irregular promovió una regeneración avanzada claramente dominada por intolerantes, aunque mantuvo una presencia moderada de especies semi-tolerantes, lo que sugiere una composición estructural intermedia entre el bosque en Control y los tratamientos de mayor apertura.

En el tratamiento Control (figura 13), la regeneración de plántulas (5–<50 cm) fue moderada y relativamente más homogénea que en otros regímenes, aunque con diferencias notables entre grupos funcionales. Para las plántulas (5–<50 cm), las medianas y cuartiles fueron: tolerantes Q2 = 8.250 (Q1–Q3 = 8.063–12.750), semi-tolerantes Q2 = 6.250 (Q1–Q3 = 4.063–8.438) e intolerantes Q2 = 6.250 (Q1–Q3 = 1.500–11.750). Las medias \pm DE corroboraron esta tendencia: tolerantes $\approx 9.375 \pm 4.494$, semi-tolerantes $\approx 6.292 \pm 2.426$ e intolerantes $\approx 6.875 \pm 6.610$ ind·ha⁻¹. El rango observado (mín–máx) mostró que algunas parcelas alcanzaron valores altos (tolerantes máx = 14.750, intolerantes máx = 15.250).

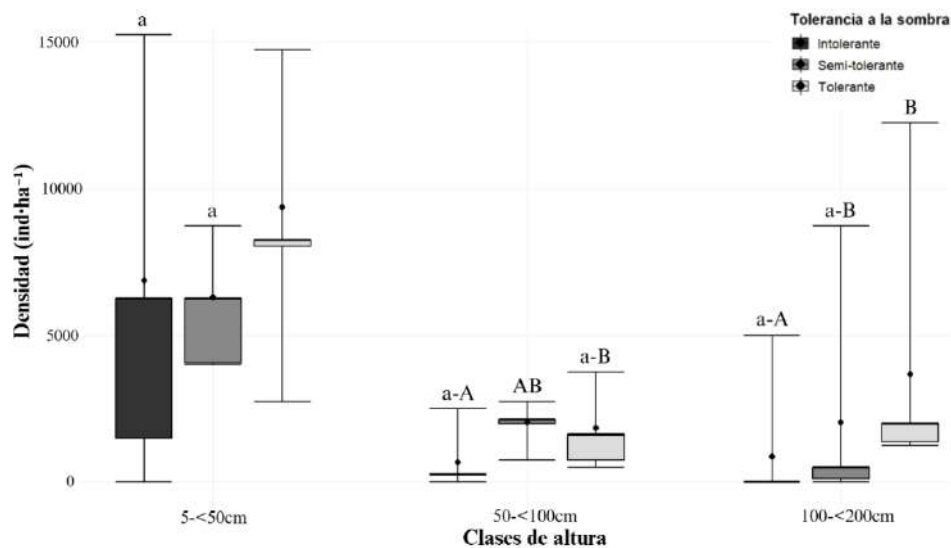


Figura 13. Densidad de regeneración en el tratamiento Control según clases de altura (5–<50, 50–<100 y 100–<200 cm) y grupos de tolerancia a la sombra (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes). Las barras muestran la densidad promedio por parcela (media \pm DE, ind·ha⁻¹). El punto negro en cada barra corresponde a la media de la densidad para ese grupo. Diferencias significativas entre clases de altura o grupos de tolerancia se indican con letras distintas sobre las barras ($p < 0,05$).

En la clase 50–<100 cm (plántulas de mayor tamaño), las densidades fueron considerablemente más bajas: medianas de 2.125 (semi-tolerantes; Q1–Q3 = 2.000–2.438), 1.625 (tolerantes; Q1–Q3 = 750–

2.688) y 250 (intolerantes; $Q1-Q3 = 250-625$). Las medias \pm DE fueron: semi-tolerantes $\approx 2.042 \pm 697$, tolerantes $\approx 1.833 \pm 1.348$ e intolerantes $\approx 667 \pm 931$ ind·ha⁻¹. Para la clase 100–<200 cm, las medianas continuaron decreciendo: tolerantes $Q2 = 2.000$ ($Q1-Q3 = 1.375-3.000$), semi-tolerantes $Q2 = 500$ ($Q1-Q3 = 125-2.000$) e intolerantes $Q2 = 0$ ($Q1-Q3 = 0-188$). Las medias \pm DE fueron aproximadamente 3.667 ± 4.271 (tolerantes), 2.042 ± 3.415 (semi-tolerantes) y 875 ± 2.023 (intolerantes).

En el tratamiento Control, las comparaciones inter-tratamientos evidenciaron diferencias significativas únicamente en el estrato 50–<100 cm para las plántulas semi-tolerantes, cuyas densidades fueron significativamente menores que en los demás regímenes de manejo (grupo “a”). En los demás estratos de altura (5–<50 cm y 100–<200 cm), las densidades se mantuvieron homogéneas entre tratamientos, sin diferencias estadísticas detectables.

A nivel intra-tratamiento, las diferencias se concentraron también en la clase 50–<100 cm, donde las intolerantes mostraron densidades inferiores respecto de las semi-tolerantes y tolerantes (letras internas $B < AB-A$). En los demás estratos, la regeneración se distribuyó de forma equilibrada entre los grupos funcionales, manteniendo valores bajos y sin diferencias significativas. En conjunto, el Control se caracterizó por densidades reducidas en todos los grupos, lo que refleja una regeneración limitada bajo condiciones sin manejo.

En el rango de brinzales (>200 cm), la jerarquía de densidades mostró contrastes importantes entre tratamientos y grupos funcionales (figura 14). En los intolerantes, la mayor media correspondió a Protección Irregular con 3.208 ± 1.409 ind·ha⁻¹, seguida por Restauración con 667 ± 944 , VDT con 500 ± 592 y Control con 125 ± 209 ind·ha⁻¹.

En los semi-tolerantes, los valores fueron más elevados en Restauración (2.208 ± 1.576) y VDT (2.000 ± 1.597), alcanzando su máximo en Protección Irregular con 3.875 ± 4.893 ind·ha⁻¹, aunque con fuerte dispersión interparcelaria. Para los tolerantes, la mayor media se observó en Restauración (3.625 ± 2.017), seguida por VDT (2.208 ± 1.561), Control (1.417 ± 1.438) y, finalmente, Protección Irregular con 542 ± 697 ind·ha⁻¹.

En la categoría de brinzales (>200 cm), las comparaciones entre tratamientos mostraron diferencias significativas. Las mayores densidades se registraron en Protección Irregular y Restauración, seguidas por VDT, mientras que el Control presentó los valores más bajos, configurando un gradiente de aumento de la regeneración avanzada a medida que se incrementa la intervención silvícola. En particular,

los individuos semi-tolerantes y tolerantes alcanzaron densidades superiores en los tratamientos con aperturas moderadas, mientras que las especies intolerantes mantuvieron valores bajos y sin contrastes marcados entre regímenes.

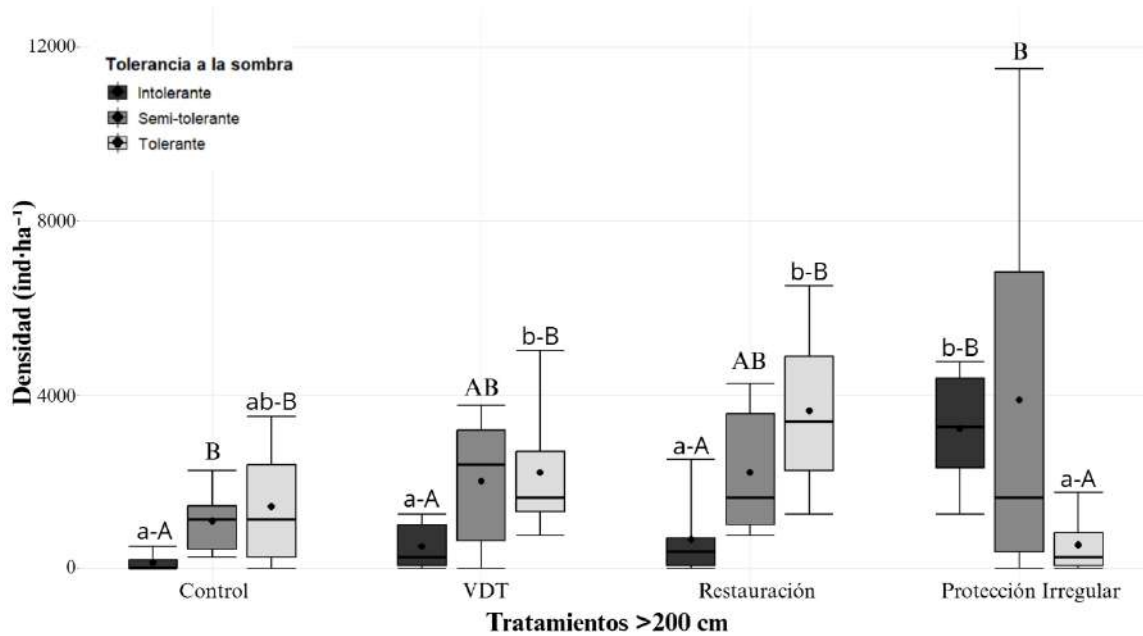


Figura 14. Densidad de brinzales (>200 cm de altura y <5 cm DAP) por tratamiento silvícola (Control, VDT, Restauración y Protección Irregular), desagregada por categoría de tolerancia a la sombra (intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes). Las barras muestran la densidad promedio por parcela (media \pm DE, ind·ha⁻¹). El punto negro en cada barra corresponde a la media de la densidad para ese grupo. Las letras minúsculas comparan los tratamientos dentro de cada categoría funcional; letras distintas indican diferencias significativas en la densidad ($p < 0,05$) y letras iguales señalan ausencia de diferencias.

A nivel intra-tratamiento se observó un patrón consistente, en todos los manejos, las especies tolerantes a la sombra presentaron las densidades más altas, las semi-tolerantes ocuparon una posición intermedia y las intolerantes se mantuvieron en los rangos más bajos. En conjunto, los tratamientos con manejo favorecieron una regeneración avanzada dominada por especies tolerantes, en contraste con el Control, donde la estructura de brinzales se mantuvo más reducida y homogénea.

4. DISCUSIÓN

4.1. Respuesta del sotobosque vascular no arbóreo a los regímenes silvícolas

Los resultados muestran que la cobertura total del sotobosque vascular no arbóreo fue mayor en Protección Irregular ($\approx 40\%$) y Restauración ($\approx 37\%$), seguida por Control ($\approx 24\%$) y con los valores más bajos en VDT ($\approx 19\%$). En contraste, la riqueza por hábito de crecimiento tendió a concentrarse en VDT y Restauración, especialmente en helechos y hierbas, donde se registraron alrededor de 14 a 16 especies, frente a valores menores en Control y Protección Irregular. Esto sugiere que los tratamientos con apertura relativamente homogénea o con retención parcial del dosel favorecen un sotobosque denso dominado por arbustos, trepadoras y especies competitivas como *Ch. quila*, que en Protección Irregular alcanza valores de importancia cercanos entre 40 y 50, mientras que en VDT la menor cobertura total se acompaña de una distribución más equitativa de la riqueza entre los distintos grupos funcionales. Desde el punto de vista de la diversidad α (índice de Simpson), esta fuerte dominancia en Protección Irregular y, en menor medida, en Restauración, se refleja en una menor equidad en la distribución de abundancias, en contraste con VDT, donde la mezcla de hábitos se mantiene más balanceada. Este contraste coincide con lo descrito para bosques secundarios siempreverdes sometidas a cortas parciales, donde la luz intermedia bajo un dosel retenido favorece coberturas arbustivos y lianas con altos valores de importancia (Donoso *et al.* 2018, Donoso y Navarro 2022). En línea con los principios de la silvicultura ecológica, distintos autores proponen tratamientos de retención parcial y cortas no uniformes para generar mosaicos de luz y estructura (Bauhus *et al.* 2009, D'Amato y Palik 2021).

Al comparar estos resultados con los ensayos instalados en Llancahue, la estructura del sotobosque observada en Protección Irregular y Restauración es consistente con los efectos descritos para esquemas de corta que reducen parcialmente el área basal y mantienen una matriz continua de dosel residual, bajo la cual se desarrolla un sotobosque arbóreo denso (Donoso *et al.* 2019, 2020). En Llancahue, las cortas de protección irregular y los raleos de restauración removieron del orden de un tercio del área basal inicial, reteniendo árboles dominantes y co-dominantes como legados, lo que favoreció el reclutamiento de especies semi-tolerantes y tolerantes en los estratos intermedios (Donoso *et al.* 2019, Luco 2022). Resultados análogos se han descrito para los ensayos de Hueicolla, donde cortas de regeneración de tipo protección irregular, con retención de una fracción importante del dosel, han promovido sotobosques arbóreos densos y una mayor participación de especies tolerantes bajo doseles parciales (Soto *et al.* 2019, Donoso y Soto 2023). Los resultados se alinean con este patrón, en este

estudio, Protección Irregular y Restauración presentaron coberturas totales de sotobosque significativamente mayores que VDT, mientras que el Control se mantuvo en una posición intermedia sin diferencias claras. En todos los regímenes, *Ch.quila* mantuvo valores de importancia elevados, con una asociación más fuerte hacia los tratamientos de mayor cobertura, lo que refuerza el rol de esta especie como componente dominante del sotobosque en bosques secundarios de coihue (Muñoz y González 2009, Donoso 2015).

Al comparar estos resultados con los ensayos instalados en Llancahue, la estructura del sotobosque observada en Protección Irregular y Restauración es consistente con los efectos descritos para cortas de protección y raleos de restauración que reducen parcialmente el AB, pero mantienen una matriz continua de dosel residual, bajo la cual se desarrolla un sotobosque arbóreo denso (Donoso *et al.* 2019, 2020). En este estudio, Protección Irregular y Restauración presentaron coberturas totales de sotobosque significativamente mayores que VDT, mientras que el Control se mantuvo en una posición intermedia sin diferencias claras. En todos los regímenes, *Ch. quila* mantuvo valores de importancia elevados y se asoció con mayor fuerza a los tratamientos de mayor cobertura. A esto se suma que trepadoras como *Luzuriaga spp.* y *Lapageria rosea* destacan en Control y Restauración, mientras que helechos como *Lophosoria quadripinnata* adquieren mayor peso en Protección Irregular, configurando un sotobosque denso co-dominado por quila, lianas y helechos. Este patrón es coherente con la literatura que advierte que, en bosques secundarios coetáneos, la apertura parcial del dosel sin un manejo específico de competidores puede conducir a una alta cobertura del estrato bajo que limita el establecimiento y avance de nuevas cohortes arbóreas, en particular de especies tolerantes a la sombra (Muñoz y González 2009, Donoso 2015).

En VDT, en cambio, la menor cobertura total pero la alta riqueza por hábito, especialmente en helechos y hierbas, sugiere que la heterogeneidad espacial propia de este tratamiento (con una matriz raleada intercalada con pequeños claros y reservas, descrita por Donoso *et al.* (2020)) está generando un mosaico de micrositios donde coexisten sectores con sotobosque ralo (baja cobertura y densidad en el estrato bajo) y otros con alta ocupación de especies de distintos hábitos. Este resultado es congruente con la lógica de la silvicultura para la complejidad y de la silvicultura ecológica, que plantean que los gradientes de luz, humedad y sustrato creados por la mezcla de claros y zonas retenidas incrementan la diversidad de nichos disponibles para el sotobosque (Bauhus *et al.* 2009, D'Amato y Palik 2021). Los dendrogramas de Bray–Curtis refuerzan esta lectura, agrupando principalmente a Control y Protección Irregular por su mezcla similar de hábitos y separando a VDT por su combinación de menor cobertura y

mayor diversidad funcional. Desde esta perspectiva, los datos sugieren que VDT no maximiza la cobertura del sotobosque, pero sí contribuye a una mayor diversidad funcional en este estrato, mientras que Protección Irregular y Restauración tienden a potenciar coberturas altas con fuerte peso de especies competitivas, lo que podría requerir intervenciones silvícolas posteriores (raleos secundarios y control selectivo de sotobosque) para evitar el ‘bloqueo’ de la regeneración arbórea bajo mantos densos de *Ch. quila*.

En conjunto, los resultados del Objetivo 1 muestran que cada régimen silvícola configura un sotobosque con rasgos propios. Protección Irregular y Restauración presentan coberturas totales significativamente mayores que VDT, con fuerte dominancia de *Ch. quila* y trepadoras, mientras que el Control mantiene coberturas intermedias acordes con una fase de exclusión fustal en la que el sotobosque recién comienza a reorganizarse. VDT, en cambio, sostiene un sotobosque relativamente menos cubierto, pero con mayor diversidad de hábitos y mezcla funcional, en línea con los patrones de diversidad α y similitud florística (Simpson y Bray–Curtis) que lo separan composicionalmente de los demás tratamientos. Desde la perspectiva de la silvicultura ecológica, esto refuerza que no basta con evaluar cuánto cubre el sotobosque, sino también qué grupos funcionales lo dominan y en qué medida facilitan o restringen la entrada de nuevas cohortes arbóreas, aspecto que se profundiza en el Objetivo 2.

4.2. Regeneración arbórea por grupos funcionales y clases de altura

En la regeneración de plántulas, VDT y Protección Irregular presentaron las densidades totales más altas, seguidos por Restauración con valores intermedios y, en último lugar, el Control con las densidades más bajas. De acuerdo con los modelos mixtos ajustados y sus comparaciones post-hoc, las densidades en VDT y Protección Irregular fueron significativamente superiores a las del bosque sin manejo, mientras que Restauración se situó en un rango intermedio, sin diferencias estadísticas claras ni respecto de los tratamientos más intensivos ni respecto del Control, aunque con una tendencia a presentar valores superiores a este último. Este gradiente es coherente con la historia de manejo de los rodales, en VDT y la Corta de Protección Irregular combinan reducciones importantes de AB (≈ 23 y ≈ 35 % de AB inicial, respectivamente) con estructuras más heterogéneas y legados estructurales (secciones 2.1.2 y 2.1.4), mientras que el Control mantuvo una estructura densa y poco intervenida, con $70\text{--}85\text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ y $1.300\text{--}1.700\text{ árboles}\cdot\text{ha}^{-1}$ (sección 2.1.5, Situación Control). Esta configuración estructural concuerda con la síntesis clásica de Donoso (1989), donde las cortas de protección y de selección se asocian a

niveles de regeneración más altos que en rodales sin intervención, y con los ensayos recientes en Llancahue, donde tanto el raleo de densidad variable como las cortas de protección irregular han mostrado densidades de plántulas superiores a las de bosques testigo sin manejo (Donoso *et al.* 2019, 2020).

La desagregación por grupos funcionales de tolerancia a la sombra muestra patrones contrastantes entre tratamientos, que también se pueden interpretar a la luz de las diferencias en intensidad y diseño silvícola. Los modelos mixtos indicaron diferencias significativas entre tratamientos para los grupos intolerantes y semi-tolerantes, con densidades máximas en VDT y Protección Irregular, significativamente superiores al Control y a Restauración, mientras que en las especies tolerantes no se detectaron diferencias significativas entre regímenes. En VDT, las plántulas de especies semi-tolerantes alcanzaron las mayores densidades, seguidas por las tolerantes, mientras que las intolerantes registraron los valores más bajos dentro del tratamiento. Este predominio de semi-tolerantes y tolerantes es congruente con un tratamiento que combina un 68 % de superficie raleada de forma relativamente homogénea con un 32 % dispuesto en parches de 300 y 100 m² intercalados con reservas, generando un mosaico de claros y zonas de cobertura retenida donde se diversifican los micrositios de luz y sustrato (sección 2.1.2, Donoso *et al.* 2020). En Protección Irregular, la regeneración se concentró en especies intolerantes y semi-tolerantes, que presentaron las densidades más altas, mientras que las especies tolerantes registraron valores claramente menores dentro del tratamiento. Este comportamiento es consistente con una corta que removió principalmente árboles de diámetros intermedios de *N. dombeyi* y retuvo individuos dominantes como legados, creando condiciones de luz intermedia a alta en sectores del rodal (sección 2.1.4, Luco 2022), lo que favorece el establecimiento de especies de respuesta rápida como *E. cordifolia* y *D. winteri* (Donoso *et al.* 2019, 2020, 2022, 2024). En Control, todas las categorías funcionales presentaron densidades bajas, con valores algo mayores en las especies tolerantes, intermedios en las semi-tolerantes y los más reducidos en las intolerantes, lo que es coherente con un rodal en fase de exclusión fustal, con dosel cerrado y aperturas naturales escasas (Donoso 1993, Veblen y Donoso 1987). En Restauración, las densidades de plántulas se ubicaron en un rango intermedio, con valores algo mayores en las especies tolerantes, ligeramente menores en las intolerantes y los más bajos en las semi-tolerantes, patrón que refleja un rodal que, tras una extracción cercana al 45 % del AB y a una década de recuperación, ha reconstituido una parte importante de su biomasa manteniendo, al mismo tiempo, oportunidades de establecimiento para distintos grupos funcionales (sección 2.1.5). En conjunto, estos resultados indican que las especies semi-tolerantes e intolerantes responden con los mayores pulsos de reclutamiento en VDT y Protección Irregular, mientras que las tolerantes muestran variaciones más

suaves entre regímenes, comportamiento compatible con su papel en fases sucesionales más avanzadas y bajo doseles más cerrados (Veblen *et al.* 1981, Lusk y Ortega 2003).

En la categoría de brinzales, la densidad total promedio fue mayor en Protección Irregular, seguida por Restauración y VDT, mientras que el Control presentó los valores más bajos. Aunque el análisis estadístico no detectó diferencias significativas entre tratamientos en la densidad total de brinzales, estas tendencias son coherentes con el tiempo transcurrido desde cada intervención, en el caso de la Corta de Protección Irregular, aplicada en 2009, ha habido más de una década para que se consoliden cohortes avanzadas, mientras que el Raleo de Restauración (2014) y el VDT (2015–2016) disponen de un periodo algo menor para que las plántulas asciendan a las clases de brinzales (secciones 2.1.2, 2.1.4, 2.1.4 y 2.1.5).

La desagregación por grupos de tolerancia a la sombra muestra patrones más definidos, respaldados por el modelo mixto con interacción tratamiento \times grupo funcional, que detectó diferencias significativas tanto entre tratamientos dentro de cada grupo como entre grupos dentro de cada tratamiento. Protección Irregular concentró las mayores densidades de brinzales intolerantes y semi-tolerantes, mientras que Restauración y VDT reunieron las mayores densidades de brinzales tolerantes, en contraste con los valores sistemáticamente más bajos observados en el Control para todos los grupos funcionales. Estos patrones son consistentes con evaluaciones de mediano plazo en Llancahue, donde las cortas de protección irregular y los raleos de restauración se asocian a sotobosques arbóreos más densos y a una creciente presencia de especies de tolerancia intermedia y alta en los estratos juveniles (Donoso *et al.* 2019, 2020, Luco 2022,). En este contexto, y a la luz del modelo de desarrollo de rodales de Oliver y Larson, estos resultados pueden interpretarse como indicios de un avance gradual desde una fase de exclusión fustal hacia un reinicio más robusto del sotobosque, en el que las cohortes juveniles comienzan a estructurar un segundo estrato bajo el dosel de *N. dombeyi* sin que el rodal haya dejado de ser coetáneo (Oliver y Larson 1990, Donoso y Navarro 2022).

El comportamiento del Control refuerza esta lectura, en ausencia de manejo, la regeneración de plántulas y brinzales se mantiene limitada y dominada por grupos tolerantes y semi-tolerantes en bajas densidades, coherente con un rodal denso y poco perforado por claros, donde la competencia vertical sigue siendo la fuerza estructurante principal (Donoso 1993, Veblen y Donoso 1987). En contraste, los tratamientos de VDT, Restauración y Protección Irregular generan, cada uno con su intensidad y diseño espacial, un incremento de la regeneración en distintos grupos funcionales y clases de altura, lo que

sugiere que la manipulación silvícola de la cobertura y la estructura está cumpliendo el objetivo de reactivar la dinámica sucesional. Este patrón se refleja también en los análisis de composición, con respecto a los dendrogramas de Bray–Curtis para la regeneración agrupan primero a VDT con el Control, incorporan luego a Protección Irregular y sitúan a Restauración como el tratamiento más disímil, mientras que el índice de Simpson muestra desemejanzas muy bajas entre los tres tratamientos con manejo y una separación algo mayor del bosque testigo, indicando que comparten casi el mismo elenco de especies pero difieren en su abundancia relativa y en la riqueza alcanzada, mayor en VDT (27 spp.) que en Control y Protección Irregular (23 spp.) y en Restauración (20 spp.).

De este modo, el Objetivo 2 se cumple al mostrar que los regímenes con mayor intensidad e intencionalidad ecológica (especialmente VDT y Protección Irregular) logran densidades de regeneración superiores al bosque testigo y reorganizan la composición funcional de las cohortes juveniles, aportando evidencia empírica en línea con las propuestas de la silvicultura ecológica para bosques secundarios coetáneos de *Nothofagus* (Donoso *et al.* 2018, D’Amato y Palik 2021). En conjunto, los resultados indican que la aplicación de VDT y de la Corta de Protección Irregular no solo incrementa la densidad de plántulas y brinzales en comparación con el bosque sin manejo, sino que también orienta la trayectoria sucesional en una dirección compatible con los principios de la silvicultura ecológica, basada en la retención de legados, la creación de mosaicos de claros y la promoción simultánea de especies intolerantes, semi-tolerantes y tolerantes.

En la literatura, esta orientación se traduce en que, en Chile, el desafío no es inventar nuevos tratamientos, sino crear las condiciones para que esquemas ya probados (como los evaluados en el presente estudio) se transformen en prácticas habituales en bosques municipales, predios privados y áreas de conservación, apoyadas por políticas públicas, incentivos y redes de rodales demostrativos. En este contexto, los resultados obtenidos en Llancahue, al mostrar que estos tratamientos incrementan la regeneración y complejizan el sotobosque sin perder continuidad estructural, aportan evidencia empírica que respalda sacar la silvicultura ecológica del ámbito estrictamente experimental e incorporarla en programas de restauración y manejo corriente de bosques nativos en el centro-sur de Chile (Donoso y Navarro 2022).

4.3. Complejidad estructural y trayectoria sucesional

La integración de los resultados del sotobosque vascular no arbóreo y de la regeneración arbórea permite reconocer configuraciones estructurales y funcionales características para cada régimen silvícola, sin repetir en detalle lo ya descrito en los objetivos anteriores. En conjunto, VDT se perfila como el tratamiento con mayor diversidad taxonómica y funcional, combinando una alta riqueza de especies en el sotobosque herbáceo y de helechos con la mayor riqueza de regeneración arbórea, pero manteniendo coberturas totales moderadas. Los índices de diversidad α y las distancias de Bray–Curtis refuerzan esta imagen de un ensamble relativamente equilibrado, donde la abundancia se distribuye de forma menos concentrada que en los otros regímenes. Esta lectura es coherente con la lógica de tratamientos que emulan disturbios a escala de claro y generan mosaicos de luz y micrositos bajo cobertura retenida, tal como se ha propuesto para los raleos de densidad variable y otras intervenciones inspiradas en la silvicultura ecológica en bosques siempreverdes de la Cordillera de la Costa (Donoso *et al.* 2018, 2020, D’Amato y Palik 2021).

Protección Irregular, en cambio, expresa una trayectoria distinta. La combinación de coberturas altas de sotobosque dominadas por arbustos y trepadoras, junto con densidades elevadas de plántulas y brinzales, refleja una respuesta intensa de la regeneración bajo un dosel protector irregular que retiene legados y remueve una fracción intermedia del área basal (Donoso *et al.* 2019, 2024, Luco 2022). La riqueza total de regeneración arbórea es similar a la del bosque sin manejo, pero la estructura de abundancias y los valores de importancia indican un ensamble funcionalmente más mixto, donde conviven especies pioneras y de sucesión más avanzada. Los indicadores de diversidad α y de similitud florística sugieren que este aumento de cobertura y regeneración no se traduce necesariamente en una diversidad máxima, sino en un reordenamiento de la composición y de los grupos funcionales. Al mismo tiempo, la marcada dominancia de *Ch. quila* observada en este estudio es coherente con lo señalado para bosques secundarios siempreverdes con sotobosques densos, donde la competencia en el estrato bajo puede restringir la consolidación de nuevas cohortes de especies tolerantes a la sombra si no se aplican intervenciones silvícolas específicas para reducir la cobertura de quila y otros competidores del sotobosque (Donoso 2015, Donoso y Navarro 2022,2024, Luco 2022).

El tratamiento de Restauración configura una tercera trayectoria, intermedia entre la heterogeneidad de VDT y la intensidad de Protección Irregular. Presenta coberturas de sotobosque elevadas (figura 2 y 3) y una riqueza de especies arbóreas algo menor que en VDT (cuadro 4), pero con una proporción relativamente alta de especies tolerantes y semi–tolerantes entre aquellas que concentran

los mayores valores de importancia. En la regeneración avanzada, las densidades de brinzales tolerantes son comparativamente altas, y en el dosel dominante del rodal, se observa una recuperación sustantiva del área basal después de una reducción inicial intensa, con el crecimiento concentrado en clases medias y altas de diámetro dominadas por *N. dombeyi* y acompañadas por subdoseles tolerantes (Rebolledo 2024). Este conjunto de rasgos coincide con la lógica de los raleos de restauración descritos por Keeton (2006) y por D’Amato y Palik (2021), orientados a acelerar la adquisición de atributos asociados a bosques más maduros (multiestratificación, legados, mayor participación de especies tolerantes) a partir de intervenciones que reducen inicialmente de manera fuerte la densidad y el área basal. En ese sentido, los resultados sugieren que Restauración avanza hacia una estructura más cercana a los atributos promovidos por la silvicultura ecológica, siempre que el incremento de complejidad se acompañe de un seguimiento que permita ajustar el manejo si la competencia en el sotobosque se intensifica.

El tratamiento Control funciona como un referente estructural, con un sotobosque de cobertura intermedia y dominancia compartida entre *Ch. quila* y trepadoras, coherente con la estructura observada en el sotobosque no arbóreo (figuras 2 y 3). Las densidades de regeneración son relativamente bajas en comparación con los tratamientos manejados, con una presencia marcada de plántulas en las clases de menor altura y una proporción reducida de individuos que alcanzan las clases superiores y el rango de brinzales (figuras 5, 13 y 14). La composición está marcada por grupos tolerantes que se establecen bajo un dosel relativamente uniforme, lo que es consistente con un rodal coetáneo en fase de exclusión fustal con reinicio incipiente del sotobosque (Donoso 1993, Lusk y Ortega 2003). Desde la óptica de los índices de diversidad y similitud, esta condición se ubica en niveles intermedios, más cercana a un “punto de partida” estructural que a las trayectorias de complejización inducidas por los tratamientos de manejo (figura 4 y 9, cuadros 4 y 5).

A la luz del Objetivo 3, estos resultados indican que ninguno de los regímenes evaluados cumple por sí solo con todos los atributos esperados desde la silvicultura ecológica, pero cada uno aporta componentes distintos de complejización estructural y funcional. VDT destaca por la alta diversidad taxonómica y funcional, asociada a un sotobosque menos saturado que podría facilitar la consolidación de nuevas cohortes en el tiempo. Restauración muestra el avance más claro hacia una regeneración avanzada dominada por especies tolerantes y semi-tolerantes, con estructuras que tienden a aproximarse a estados más complejos. Protección Irregular maximiza la regeneración y la cobertura del sotobosque, aunque requiere cautela respecto de la competencia ejercida por quila y lianas. El Control, por su parte, confirma que, sin intervención, los rodales coetáneos de coihue tienden a mantenerse en estados de baja complejidad estructural y regeneración limitada. En conjunto, la integración de cobertura de sotobosque,

riqueza, diversidad (Simpson), similitud florística (Bray–Curtis) y composición funcional de la regeneración cumple el Objetivo 3 al mostrar que tratamientos basados en mosaicos de claros, retención de legados y raleos de restauración pueden redirigir la trayectoria sucesional de bosques secundarios dominados por *N. dombeyi* hacia condiciones más diversas y potencialmente más resilientes, en coherencia con lo observado en Llancahue y Hueicolla y con las propuestas recientes de silvicultura ecológica para bosques nativos (Donoso *et al.* 2018, 2019, 2020, Donoso y Navarro 2022, D’Amato y Palik 2021).

5. CONCLUSIÓN

El estudio cumplió el objetivo general de evaluar conjuntamente la cobertura del sotobosque y la regeneración arbórea en rodales secundarios dominados por *N. dombeyi* bajo distintos tratamientos silvícolas y en condición sin manejo. La comparación integrada entre Control, Raleo de Densidad Variable, raleos de restauración y Corta de Protección Irregular permitió describir cómo cada régimen reorganiza la estructura y composición del estrato inferior, tanto en el componente vascular no arbóreo como en las cohortes juveniles de árboles, aportando una visión coherente del estado actual de estos renovales.

En términos de respuesta estructural y funcional del rodal, los resultados muestran que cada régimen de manejo configura un estado de desarrollo y una condición silvícola diferenciada. El Raleo de Densidad Variable se asocia a una alta diversidad de especies en el sotobosque y en la regeneración, pero con coberturas moderadas, Restauración y Corta de Protección Irregular generan sotobosques densos y una regeneración abundante, aunque con fuerte presencia de especies competitivas en el estrato bajo, mientras que el Control mantiene una estructura más simple, con coberturas intermedias y regeneración limitada, consistente con una fase de exclusión fustal. En conjunto, estos patrones indican que, en los tratamientos silvícolas de la cobertura, la intensidad de corta y la retención de legados efectivamente modifican la complejidad del bosque y la composición de las cohortes juveniles, dando respuesta a los objetivos específicos vinculados al sotobosque, la regeneración y su integración.

Finalmente, los resultados respaldan la idea de que los tratamientos inspirados en la silvicultura ecológica pueden redirigir la trayectoria sucesional de estos bosques secundarios hacia estados más diversos y potencialmente más resilientes, siempre que se diseñen y evalúen considerando no solo la

cantidad de cobertura y regeneración, sino también qué grupos funcionales que participan y cómo se organiza la estructura vertical. En particular, los esquemas que emulan disturbios de distinta magnitud, que conservan legados estructurales y que acompañan (en lugar de forzar) la dinámica sucesional aparecen como rutas prometedoras para avanzar hacia bosques multiestratificados y funcionalmente complejos, aunque su efectividad a largo plazo dependerá del monitoreo continuo y de la posibilidad de ajustar el manejo en forma adaptativa.

6. REFERENCIAS

- Armesto JJ, Donoso C, Villagrán C. 1994. Desde la era glacial a la industrial: la historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo* 10(1): 66–72.
- Bauhus J, Puettmann K, Messier C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525-537.
- Christie DA, Armesto JJ. 2003. Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology* 91(5):776–784.
- D’Amato A, Bradford JB, Fraver S, Palik B. 2011. Forest management for mitigation and adaptation to climate change: insights from long-term silviculture experiments. *Forest Ecology and Management* 262: 803-816.
- D’Amato AW, Palik BJ. 2021. Building on the last “new” thing: Exploring the compatibility of ecological and adaptation silviculture. *Canadian Journal of Forest Research* 51(2):172–180.
- Díaz I, Papić C, Armesto JJ. 1999. An assessment of post-dispersal seed predation in temperate rain forest fragments in Chiloé Island, Chile. *Oikos* 87(2):228-238.
- Dinerstein E, Olson D, Graham D, Webster A, Primm S, Bookbinder M, Ledec G. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Washington, EE.UU. World Bank. 129 p.
- Donoso C. 1981. *Tipos forestales de los bosques nativos de Chile*. Documento de Trabajo N° 38. Santiago, Chile. CONAF, PNUD, FAO.
- Donoso C. 1989. Regeneración y crecimiento en el tipo forestal siempreverde costero y andino tras distintos tratamientos silviculturales. *Bosque* 10(1-2):69-83.

- Donoso C. 1993. *Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 484 p.
- Donoso C. 2015. *Estructura y dinámica de los bosques del Cono Sur de América*. Santiago, Chile. Ediciones Universidad Mayor, Oterra – Escuela de Ingeniería Forestal. 406 p.
- Donoso P, Ponce D, Pinto J, Triviño I. 2018. Cambios en cobertura y regeneración arbórea en bosques siempreverdes en diferentes estados sucesionales en el sitio experimental de Llancahue, Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Gayana Botánica* 75(2): 657-662.
- Donoso PJ, Cabezas C, Lavanderos A, Donoso C. 1999. Desarrollo de renovales de coihue común (*Nothofagus dombeyi*) en la Cordillera de la Costa y de los Andes de la provincia de Valdivia en sus primeros 25 años. *Bosque* 20(2):9-23.
- Donoso PJ, Navarro C eds. 2022. *Silvicultura y manejo de bosques nativos: ecología aplicada para la conservación de ecosistemas forestales*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 509 p. ISBN 978-956-11-3012-8.
- Donoso PJ, Puettmann KJ, D’Amato AW, Ponce DB, Salas-Eljatib C, Ojeda PF. 2020. Short-term effects of variable-density thinning on regeneration in hardwood-dominated temperate rainforests. *Forest Ecology and Management*, 464:118058.
- Donoso PJ, Riquelme-Buitano T, Soto DP. 2024. Mid-term results and prospects for irregular shelterwood systems in hardwood-dominated temperate rainforests in Chile. *New Zealand Journal of Forestry Science* 54.
- Donoso PJ, Salas-Eljatib C, Soto DP, Vargas-Gaete R, Navarro C. 2019. Development of 26-year-old mixed forests following different regeneration cutting treatments in Andean temperate rainforests of south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 432:686-693.
- Donoso PJ, Soto DP, Salas-Eljatib C, Riquelme-Buitano TR. 2022. Present and prospects for multi-aged silviculture in Chilean temperate forests: targeting secondary forests in transition and partially harvested old-growth forests. *Frontiers in Forests and Global Change* 5:965599.
- Donoso PJ, Soto DP. 2023. Ecological silviculture for Chilean temperate rainforests. In: Palik BJ, D’Amato AW eds. *Ecological silvicultural systems: Exemplary models for sustainable forest management*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA. cap. 20.

- Echeverría C, Coomes DA, Salas JD, Rey-Benayas JM, Lara A, Newton AC. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130:481–494.
- Echeverría C, Newton AC, Lara A, Rey-Benayas JM, Coomes DA. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16(4):426–439.
- González, M. E., Szejner, P., Donoso, P. J., & Salas, C. 2015. Fuego, madereo y patrones de establecimiento de bosques secundarios en el centro-sur de Chile: implicaciones para su manejo y restauración. *Ciencia e investigación agraria*, 42(3), 415-425.
- Keeton WS. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood–conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235(1–3):129-142.
- Lara A, Solari ME, Prieto MR, Peña MP. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°–43°30' S). *Bosque* 33(1):13-23.
- Luco Molina CA. 2022. Estructura y composición de un bosque secundario dominado por *Nothofagus dombeyi* 12 años después de efectuada una corta de protección irregular. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.
- Lusk CH, Ortega A. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus* stands in Chile. *Journal of Applied Ecology* 40(4):639-645.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, UK. Blackwell Publishing. 132 p.
- Matos FAR, Magnago LFS, Miranda CAC, de Menezes LFT, Gastauer M, Safar NVH, Schaefer CEGR, Edwards FA, Meira-Neto JAA, Edwards DP. 2020. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity co-benefits. *Global Change Biology* 26(2):509–522.
- Moorman M, Donoso P, Moore S, Sink S, Frederick D. 2013. Sustainable protected-area management: the case of Llancahue, a highly valued peri-urban forest in Chile. *Journal of Sustainable Forestry* 32(8): 783-805.
- Muñoz AA, González ME. 2009. Patrones de regeneración arbórea en claros a una década de la floración y muerte masiva de *Chusquea quila* (Poaceae) en un remanente de bosque antiguo del valle central en el centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(2):185-198.

- Muñoz-Pedrerros A, Gil C, Rutherford P, Gómez L, Contreras P. 2006. Plan de manejo del Fundo Llancahue, comuna de Valdivia, Región de Los Lagos, Chile. Informe técnico. Valdivia, Chile: Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA). 122 p.
- Nahuelhual L, Carmona A, Aguayo M, Echeverría C. 2014. Land use change and ecosystem services provision: a case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *Landscape Ecology* 29(2):329-344.
- Nahuelhual L, Carmona A, Lara A, Echeverría C, González M. 2012. Land-cover change to forest plantations: proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107(1):12-20.
- Núñez D, L Nahuelhual, C Oyarzún. 2006. Forest and water: The value of native temperate forest in supplying water for human consumption. *Ecological Economics* 58(3): 606-616.
- Oliver CD, Larson BC. 1990. Forest stand dynamics. New York, USA: McGraw-Hill. 467 p.
- Oliver CD, Larson BC. 1996. Forest stand dynamics. Update edition. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc. 544 p.
- Ponce DB, Donoso PJ, Eljatib C. 2017. Differentiating structural and compositional attributes across successional stages in Chilean temperate rainforests. *Forests* 8(9):329
- Pukkala T, von Gadow K eds. 2011. *Continuous cover forestry*. Dordrecht, The Netherlands. Springer Science & Business Media.
- Raymond P, Bédard S, Roy V, Larouche C, Tremblay S. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry* 107(8):405-413.
- Rebolledo Domínguez I. 2024. Evaluación de tratamientos de raleo de copas, ecológico uniforme y por parches en rodales coetáneos de *Nothofagus dombeyi* en Llancahue, Valdivia. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.
- Salas C, Donoso PJ, Vargas R, Arriagada CA, Pedraza R, Soto DP. 2016. The forest sector in Chile: an overview and current challenges. *Journal of Forestry* 114(5):562–571.
- Urrutia J, Hauenstein E. 2017. Caracterización estructural del bosque pantanoso de mirtáceas de la Región de La Araucanía, Chile. *Polibotánica* 43:87-101.

- Veblen TT, Donoso C, Schlegel FM, Escobar B. 1981. Forest dynamics in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 8(3):211–247).
- Veblen TT, Donoso C. 1987. Alteración natural y dinámica regenerativa de las especies chilenas de *Nothofagus* de la Región de Los Lagos. *Bosque* 8(2):133-142.
- Villagrán C, Hinojosa LF. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural* 70:241-267.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York, USA. Springer.

7. ANEXOS.

Anexo 1. Resumen florístico del sotobosque en las seis parcelas por tratamiento (Protección Irregular, Restauración, VDT y Control). Para cada especie se reportan DR = densidad relativa, FR = frecuencia relativa y VI = valor de importancia, todos expresados como media \pm DE. La columna sombra-tolerancia (Tol); clasifica las especies como I = Intolerante, ST = Semi-tolerante y T = Tolerante.

Especie	Tol	Protección Irregular			Restauración			VDT			Control		
		DR	FR	VI	DR	FR	VI	DR	FR	VI	DR	FR	VI
<i>A.punctatum</i> (Ruiz et Pav)	ST	0,4	0,8	1,2	29,7 \pm 2 0,7	18,8 \pm 1 0,5	48,5 \pm 3 0,9	5,1 \pm 5,0	5,7 \pm 4, 7	10,8 \pm 9, 3	8,5 \pm 6,7	9,1 \pm 6, 6	17,5 \pm 1 3,2
<i>A.luma</i> (D.Legrand et kausel)	T	17,0 \pm 5, 9	13,1 \pm 3,2	30,1 \pm 8, 6	4,4 \pm 2,7	5,6 \pm 4,4	10,0 \pm 6, 9	11,1 \pm 7, 7	10,4 \pm 6,1	21,6 \pm 1 3,7	6,9 \pm 7,5	6,5 \pm 5, 3	13,4 \pm 1 2,6
<i>A.meli</i> (Phil., <i>D.Lagrand et Kausel</i>)	T	5,4 \pm 3,1	5,4 \pm 2, 3	10,8 \pm 5, 2	2,1 \pm 0,7	4,3 \pm 2,1	6,3 \pm 2,7	5,9 \pm 4,4	7,5 \pm 3, 4	13,4 \pm 7, 6	6,8 \pm 3,5	9,7 \pm 3, 6	16,5 \pm 7, 0
<i>A.chilensis</i> (Stuntz.)	T	1	1,6	2,6	4,0 \pm 5,0	3,4 \pm 1,7	7,4 \pm 6,3	1,7 \pm 1,0	3,4 \pm 2, 6	5,1 \pm 3,6	1,9 \pm 0,6	1,2 \pm 0, 3	3,1 \pm 0,9
<i>A.lanceolata</i> (Hook. f.)	ST	-	-	-	-	-	-	0,9	1,7	2,6	-	-	-
<i>C.paniculata</i> (Cov.) D.Don)	T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16,7	14,1	30,7
<i>D.diacanthoides</i> (Less.) Cabrera)	ST	-	-	-	-	-	-	0,6	1,7	2,3	-	-	-
<i>D.winteri</i> (J.R. Forst. Et G, Forst)	ST	27,3 \pm 1 0,8	13,1 \pm 3,1	40,4 \pm 1 2,3	1,1 \pm 0,7	2,6 \pm 2,6	3,7 \pm 3,3	9,8 \pm 4,0	9,7 \pm 2, 0	19,5 \pm 5, 1	10,6 \pm 7, 2	10,7 \pm 5,3	21,4 \pm 1 2,4
<i>E.coccineum</i> (J.R. Forst. Et G, Forst)	ST	0,6 \pm 0,3	1,5 \pm 0, 6	2,1 \pm 0,7	0,3	0,7	1,1	0,6 \pm 0,5	1,2 \pm 0, 7	1,7 \pm 1,3	-	-	-
<i>E.cordifolia</i> (Cav.)	I	5,5 \pm 3,4	6,6 \pm 2, 3	12,1 \pm 5, 4	7,0 \pm 6,2	7,4 \pm 5,0	14,4 \pm 1 0,8	18,6 \pm 1 3,0	9,5 \pm 4, 6	28,2 \pm 1 7,2	13,6 \pm 13 ,3	8,3 \pm 7, 2	21,9 \pm 1 9,7

<i>G.avellana</i> (Molina)	ST	0,7±0,5	1,8±0,9	2,6±1,4	4,5±2,8	8,8±3,6	13,3±6,1	1,5±0,6	4,0±3,1	5,5±3,7	3,8±3,5	5,0±4,7	8,8±8,2
<i>L.sempervirens</i> (Ruiz et pav.) Tul.)	T	1,2	2,7	3,9	6,7±2,3	4,0±1,4	10,7±6,4	20,7±12,1	12,1±2,6	32,8±14,7	7,6±10,6	5,0±5,0	12,6±15,5
<i>L.philippiana</i> (Looser Schodde)	T	7,6±6,2	6,8±4,1	14,4±10,2	4,7±4,0	7,5±4,7	12,2±1,7	4,0±2,2	5,8±2,9	9,8±5,0	4,9±3,0	6,1±4,2	11,0±6,9
<i>L.dentata</i> (Ruiz et pav.) R. Br.)	ST	1,4±0,6	2,5±1,2	3,9±1,7	6,0±10,2	6,1±7,2	12,1±2,9	3,5±3,2	4,0±2,5	7,5±5,6	6,1±9,5	3,7±3,7	9,7±13,2
<i>L.ferruginea</i> (Cav.) R. Br)	I	2,8±1,3	5,8±2,1	8,6±3,3	1,4±1,0	3,6±1,9	5,1±8,7	4,6±4,3	5,7±4,4	10,3±8,4	1,6±0,7	3,3±1,1	4,9±1,8
<i>L.hirsuta</i> (Lam.) Diels ex J.F. Macbr.)	T	3,5±4,7	5,5±4,6	9,0±9,3	0,3	1,5	1,8	1,4±1,0	2,1±1,2	3,5±2,2	0,5±0,1	1,2±0,3	1,8±0,4
<i>L.apiculata</i> (DC.(Burret))	ST	5,5±6,0	5,0±3,8	10,5±9,6	1,6	1,4	3,0±17,4	1,3±0,9	2,6±2,4	3,8±3,4	1,1	1,4	2,6
<i>M.ovata</i> (Hook. & Arn.) O. Berg	T	-	-	-	-	-	-	3,5±3,6	4,0±2,3	7,5±5,7	-	-	-
<i>M.parvifolia</i> (DC.) Kausel)	T	0,9±0,6	2,4±1,5	3,3±2,0	-	-	-	3,3±0,5	3,4±0,8	6,7±1,2	9,7±5,4	7,1±1,0	16,8±6,5
<i>M.planipes</i> (Hook. & Arn.) O. Berg)	T	2,8±3,5	2,6±1,9	5,4±4,8	2,3±3,0	3,1±3,4	5,4±11,1	0,3±0,1	1,1±0,2	1,4±0,3	0,5±0,1	1,2±0,3	1,8±0,4
<i>N.dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.)	I	2,2±0,9	4,4±1,5	6,5±2,3	6,1±7,8	5,6±3,6	11,7±4,5	5,5±4,3	5,0±2,5	10,5±6,5	6,0±6,1	2,9±1,8	8,9±7,9
<i>O.pilopilillo</i> (Gay) Meissn.)	I	0,9±0,1	2,8±0,4	3,7±0,5	-	-	-	3,9±4,1	2,0±1,7	5,9±2,4	1,4	3,1	4,5
<i>P.lingue</i> (Nees)	T	1,4±0,9	3,5±1,8	4,9±2,6	1,6±2,4	2,6±2,1	4,3±23,2	2,8±3,3	5,4±4,7	8,2±7,9	6,2±6,4	10,3±8,4	16,4±14,6
<i>P.salignus</i> (D. Don)	ST	1,6±0,8	4,1±1,3	5,6±2,0	13,6±13,1	14,5±10,1	28,0±20,5	2,2±0,6	5,3±1,1	7,4±1,3	1,7±1,1	3,5±1,5	5,2±2,6
<i>R.spinosus</i> (Juss.) Moldkenke)	I	3,4±1,3	6,4±2,2	9,8±3,3	9,6±7,5	10,9±6,2	20,5±12,5	7,1±5,7	7,3±4,3	14,4±10,0	10,3±12,2	8,2±8,5	18,5±20,7

<i>R. laetevirens</i> ((Gry) Frodin)	I	9,6±6,3	11,7±4,4	21,3±1,0,4	13,0±1,6	12,3±9,4	25,3±1,2,5	10,7±1,3,5	7,3±6,0	18,0±1,9,4	9,9±5,1	11,1±3,6	21,0±8,5
<i>S. conspicua</i> (Lindl.)	T	6,6±7,7	3,8±3,6	10,4±1,0,9	-	-	-	2,3±1,3	3,7±1,4	6,0±2,7	2	4,8	6,7
<i>W. trichosperma</i> (Cav.)	I	-	-	-	-	-	-	1	1,3	2,3	-	-	-

Anexo 2. Resumen de la regeneración vascular no arbórea en las seis parcelas por tratamiento (Protección Irregular, Restauración, VDT y Control). Para cada especie se reportan CR = cobertura relativa, FR = frecuencia relativa y VI = valor de importancia, todos como media ± DE. La forma de crecimiento se clasifica en: Helechos, Graminoides, Hierbas, Monocotiledóneas, Orquídeas terrestres, Arbustos, Trepadoras/lianas y Subarbustos. Las especies dentro de cada tratamiento están ordenadas de mayor a menor VI.

	Protección Irregular			VDT			Control			Restauración		
	CR	FR	VI	CR	FR	VI	CR	FR	VI	CR	FR	VI
Helechos												
<i>A. dareoides</i> (Desvaux)	0,2±0,4	0,8±1,2	1,0±1,5	2,6±5,0	2,3±2,1	4,9±6,0	0,4±0,4	1,6±1,6	2,0±2,4	0,2±0,3	0,9±1,0	1,1±1,3
<i>B. chilense</i> (Kaulf.) Gasper y Salino)	0,4±1,0	0,3±0,8	0,7±1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. hastatum</i> (Kaulfuss)	0,1±0,2	0,5±1,2	0,6±1,5	1,2±1,4	3,1±4,4	4,3±5,5	1,1±1,2	3,6±3,6	4,7±4,8	1,2±1,3	3,0±2,3	4,2±3,5
<i>B. magellanicum</i> (Mett.) Gasper & A.R. Sm)	-	-	-	-	-	-	0,2±0,5	0,4±0,7	0,6±1,0	0,1±0,2	0,5±1,1	0,5±1,3
<i>B. penamarina</i> ((Poir.) Gasper y V.A.O. Dittrich)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. quadripartita</i> ((Poir.) Ching)	-	-	-	0,1±0,2	0,2±0,6	0,3±0,8	-	-	-	-	-	-
<i>H. cruentum</i> ((Cav.) K. Presl)	-	-	-	1,0±2,5	1,0±2,4	2,0±4,9	-	-	-	0,01±0,03	0,2±0,4	0,2±0,5
<i>H. cuneatum</i> (Kunze var.)	-	-	-	0,1±0,2	0,4±0,6	0,5±0,8	-	-	-	0,04±0,1	0,9±0,8	1,0±0,8
<i>H. dentatum</i> (Cavanilles)	2,3±1,4	5,0±3,3	7,3±4,5	1,1±1,5	1,9±2,7	3,0±4,1	2,0±2,8	3,5±5,2	5,5±7,9	1,3±0,6	3,4±2,1	4,7±2,3
<i>H. krauseanum</i> (Philippi)	-	-	-	0,9±1,7	1,0±1,1	1,8±2,7	-	-	-	0,1±0,1	0,2±0,4	0,2±0,6
<i>H. pectinatum</i> (Cavanilles)	0,5±1,1	0,6±1,5	1,1±2,6	0,1±0,4	0,2±0,6	0,4±0,9	0,1±0,1	0,2±0,5	0,2±0,6	0,2±0,2	0,2±0,4	0,4±0,5
<i>H. plicatum</i> (Kaulfuss)	-	-	-	0,7±0,8	1,8±1,6	2,5±2,3	1,3±3,3	2,1±5,1	3,4±8,4	0,01±0,03	0,2±0,5	0,2±0,5
<i>H. seselifolium</i> (C. Presl)	-	-	-	0,7±1,7	0,8±2,0	1,5±3,8	-	-	-	-	-	-

<i>H. tortuosum</i> (Hook. & Grev.)	-	-	-	0,6±1,1	1,0±1, 6	1,6±2,6	-	-	-	0,1±0,2	0,8±1, 3	1,0±1,5
<i>H. umbratile</i> (Diem & J. Licht)	-	-	-	0,6±1,1	1,0±1, 6	1,6±2,6	-	-	-	-	-	-
<i>L. gayanum</i> ((J. Remy) Holub)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6±1,4	0,3±0, 9	0,9±2,2
<i>L. quadripinnata</i> ((J. F. gmelin) C. Chr.)	4,5±7,2	1,3±2,3	5,8±9,4	7,4±8,0	2,9±3, 1	10,3±1 0,7	0,7±1,6	0,7±1,8	1,4±3,4	-	-	-
<i>M. spectabile</i> ((Kaulf.) A.R. Sm. et R.C. Moran)	-	-	-	0,1±0,1	0,4±0, 7	0,5±0,8	-	-	-	-	-	-

Hierbas

<i>A. aurea</i> ((Aiton) Sherff)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2±0,3	0,4±0, 6	0,6±0,9
<i>A. ovalifolia</i> (Ruiz et Pav)	-	-	-	0,03±0, 1	0,1±0, 4	0,2±0,4	-	-	-	-	-	-
<i>C. asiatica</i> (Gotu Kola)	-	-	-	0,5±1,0	1,9±3, 2	2,4±4,2	-	-	-	0,1±0,1	0,2±0, 5	0,3±0,6
<i>C. erinacea</i> (Cav.) Pers)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3±1,7	2,3±2, 7	3,6±4,2
<i>C. firmula</i> (Kük. J.R. Starr)	1,6±2,3	2,7±4,5	4,3±6,6	0,6±0,6	1,7±1, 2	2,4±1,6	0,7±1,8	0,3±0,7	1,0±2,5	0,2±0,3	0,5±0, 8	0,7±1,1
<i>C. lessonii</i> ((Brongn.) Lindl.)	0,3±0,6	1,6±2,7	1,9±3,3	0,3±0,7	1,5±3, 7	1,8±4,4	2,8±3,0	5,2±4,0	7,9±6,8	2,3±3,4	3,8±4, 7	6,1±7,9
<i>C. quinquin</i> ((Jim.Mei y Dorr)	-	-	-	1,0±2,0	1,9±3, 1	2,9±4,9	-	-	-	0,1±0,2	0,1±0, 3	0,2±0,5
<i>D. purpurea</i> (Carl Linneo (Linnaeus))	-	-	-	-	-	-	0,1±0,1	0,2±0,6	0,3±0,7	0,1±0,1	0,1±0, 3	0,2±0,4
<i>F. bicolor</i> (Sommier)	-	-	-	0,03±0, 1	0,2±0, 6	0,3±0,7	-	-	-	-	-	-
<i>G. landbeckii</i> ((Molina) Mirb.)	2,4±5,1	1,3±2,2	3,7±7,1	0,5±0,7	1,2±1, 7	1,7±2,4	0,2±0,3	1,2±1,5	1,5±1,8	1,3±1,9	1,8±1, 7	3,1±3,4
<i>G. sphacelata</i> ((Ruiz y Pav.) Regel)	-	-	-	6,3±13, 0	1,1±2, 1	7,4±15, 1	1,7±2,7	1,0±2,0	2,7±4,6	22,1±1 8,2	5,5±3, 9	27,6±2 2,0
<i>H. poeppigii</i> ((Kunze) R.A. Rodriguez)	-	-	-	0,03±0, 1	0,2±0, 5	0,2±0,6	0,3±0,7	0,6±1,4	0,9±2,1	0,7±1,3	1,6±3, 1	2,3±4,5
<i>H. radicata</i> (L.)	-	-	-	0,1±0,2	0,6±1, 1	0,8±1,4	-	-	-	0,1±0,3	0,4±1, 1	0,5±1,3
<i>L. chilensis</i> (Moris)	-	-	-	0,9±2,1	0,2±0, 6	1,1±2,7	-	-	-	1,3±2,0	1,9±3, 1	3,2±5,0
<i>L. tupa</i> (L.)	-	-	-	0,1±0,2	0,2±0, 5	0,3±0,6	-	-	-	0,0±0,1	0,1±0, 3	0,1±0,3
<i>N. granadensis</i> ((Mutis ex L.f) Druce)	7,2±8,9	3,9±4,9	11,0±1 3,2	3,7±4,0	4,0±3, 1	7,6±6,9	12,3±1 6,8	5,4±7,0	17,7±2 3,6	8,7±13, 9	4,7±5, 1	13,4±1 8,5
<i>O. chilensis</i> ((Molina) Stuntz)	-	-	-	0,2±0,2	0,9±1, 4	1,0±1,7	0,6±1,4	0,9±2,1	1,4±3,5	0,1±0,2	0,5±0, 8	0,6±1,0
<i>T. officinale</i> (F.H. Wigg.)	0,4±0,1	0,8±1,2	1,1±1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>V. reichei</i> (Skottsberg)	0,02±0, 1	0,3±0,7	0,3±0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>V. rubella</i> (Cavanilles)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5±1,2	5,7±5, 4	7,2±6,3

Arbustos

<i>A. dentata</i> (Ruiz & Pav.)	0,1±0,2	0,3±0,7	0,4±1,0	-	-	-	-	-	-	0,8±0,8	2,9±2, 6	3,8±3,3
<i>A. lanceolata</i> ((Lam.) Hook. F.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3±3,1	0,2±0, 4	1,5±3,6

<i>C. quila</i> (Kunth)	28,8±2 1,4	20,6±1 1,3	49,4±3 2,1	28,5±1 7,6	11,9±5 ,6	40,4±1 8,4	31,8±2 8,1	15,5±1 6,8	47,4±4 4,6	22,2±1 6,6	11,2±8 ,1	33,4±2 1,2
<i>D. espinosa</i> (Ruiz y Pav.)	-	-	-	-	-	-	0,4±0,9	0,5±1,3	0,9±2,2	-	-	-
<i>E. chilensis</i> (A. DC.) Müll. Arg.)	0,3±0,7	0,3±0,7	0,6±1,4	0,3±0,4	0,8±1,4	1,1±1,8	0,1±0,2	0,2±0,6	0,3±0,8	0,4±0,8	0,7±0,9	1,1±1,6
<i>G. mucronata</i> ((L.f) Hook. et Arn.)	6,7±11,1 1	4,1±5,4	10,8±16,4	0,2±0,6	0,6±1,4	0,8±2,0	0,8±1,2	1,7±2,5	2,5±3,7	0,4±0,8	0,6±1,0	1,1±1,8
<i>G. racemosa</i> (Phil.) Taub)	1,3±3,1	0,3±0,7	1,6±3,8	1,7±3,3	1,9±3,4	3,4±6,7	0,4±0,6	1,4±1,6	1,8±2,1	0,0±0,1	0,2±0,4	0,2±0,5
<i>M. coccinea</i> (Cav)	1,2±2,2	1,0±1,7	2,2±3,9	3,6±4,7	3,9±3,1	7,5±7,6	2,7±3,6	5,5±7,2	8,3±10,7	0,3±0,8	0,3±0,8	0,7±1,6
<i>R. diffusus</i> (Clos)	-	-	-	3,3±5,1	2,9±4,4	6,2±9,5	0,7±1,4	0,7±1,0	1,4±2,3	-	-	-
<i>R. magellanicum</i> (Poir.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1±0,3	0,1±0,3	0,2±0,5
<i>R. ulmifolius</i> (Schott)	0,3±0,7	0,3±0,7	0,6±1,4	0,7±1,5	0,6±0,9	1,3±2,3	0,1±0,1	0,2±0,5	0,2±0,6	-	-	-
<i>R. valdiviensis</i> ((Gay) Frodin)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1±0,2	0,2±0,4	0,3±0,6
<i>U. molinae</i> (Turcz)	4,2±8,2	2,6±4,0	6,8±12,1	2,6±5,0	2,5±4,8	5,1±9,7	6,0±6,7	4,1±4,1	10,0±10,2	8,5±10,6	6,5±7,1	15,0±17,6
Trepadoras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. trifoliolata</i> (Decne)	0,9±1,4	1,6±2,6	2,5±3,9	2,2±1,8	4,8±3,8	7,0±5,4	3,3±3,9	6,3±5,6	9,6±9,3	3,7±3,6	7,6±4,2	11,3±7,7
<i>C. striata</i> (Ruiz et pav.)	0,3±0,7	0,3±0,7	0,6±1,4	148±2,2	2,0±4,1	3,4±6,0	0,5±0,8	2,4±3,8	2,9±4,6	0,5±0,6	1,7±1,8	2,2±2,4
<i>C. valdivianum</i> (Phil.) Skottsbo.)	0,2±0,3	0,6±1,0	0,8±1,3	1,8±2,8	4,5±6,9	6,3±9,7	0,6±1,4	0,7±1,8	1,3±3,2	-	-	-
<i>G. scandens</i> (Hook. et Arn.) Taub.)	0,3±0,7	0,6±1,0	0,9±1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. marginata</i> (Gaernt.) Benth)	14,8±3,9	18,5±3,9	33,3±6,3	11,9±9,5	15,2±8,4	27,1±17,7	5,1±5,7	4,7±5,9	9,8±11,2	0,9±1,1	2,8±3,4	3,7±4,4
<i>L. polyphylla</i> (Hook.) J.F. Macbr)	8,3±4,7	12,1±4,6	20,4±8,8	5,2±6,5	6,7±6,1	11,9±12,4	2,7±3,7	2,1±2,6	4,8±6,3	1,2±1,8	1,2±1,9	2,4±3,8
<i>L. radicans</i> (Ruiz et pav.)	6,8±4,3	9,4±6,2	16,2±10,4	1,4±1,8	2,1±1,9	3,4±3,4	2,0±1,8	4,9±6,1	6,9±7,7	4,7±5,1	6,9±6,9	11,6±11,9
<i>L. rosea</i> (Ruiz et Pav)	6,0±4,6	8,3±5,5	14,3±10,0	4,8±3,3	6,9±4,7	11,6±8,0	18,6±6,8	22,0±9,5	40,6±25,0	11,2±5,4	16,5±4,3	27,7±6,5