Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Caracterización y cuantificación del efecto de las hozaduras de Jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) en el sotobosque de un bosque de Araucaria -Lenga en la Reserva Nasampulli, región de la Araucanía, Chile.

Patrocinante: Sr. Enrique Cruz Tagle
Copatrocinante: Sr. Antonio Lara Aguilar

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

FABIÁN ANTONIO ÁLVAREZ CASTILLO

VALDIVIA
2017

CALIFICACIÓN DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

		Nota
Patrocinante:	Sr. Enrique Cruz T.	6,8
Copatrocinante:	Sr. Antonio Lara A.	6,8
Informante:	Sr. Marco Cortés B.	6,8

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el reglamento de Titulación 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. Enrique Cruz Tagle

AGRADECIMIENTOS

- Agradezco a mi madre y padre, a mi hermano y hermana, tíos/as, abuelos/as, y familia en general.

- Agradezco a todas los compañeros y personas que de una u otra forma conocí, compartí y me ayudaron a lo largo de mis estudios.

- Agradezco a mi patrocinante Sr. Enrique Cruz Tagle, copatrocinante Sr. Antonio Lara Aguilar e informante Sr. Marco Cortés Bianchi por el apoyo y por dedicar parte de su tiempo en la corrección y evaluación de este trabajo y a mi amigo Osvaldo Contreras por la ayuda en la toma de datos en terreno.

- Por último, agradezco a la fundación FORECOS por el financiamiento de este estudio.

"You must be shapeless, formless, like water. When you pour water in a cup, it becomes the cup. When you pour water in a bottle, it becomes the bottle. When you pour water in a teapot, it becomes the teapot. Water can drip and it can crash. Become like water my friend."

Bruce lee (1940-1973).

Resumen

El jabalí, es un una especie exótica invasora con amplia distribución en el mundo y que posee efectos negativos sobre las comunidades y ecosistemas. En Chile, se desconoce cuáles son los efectos provocados por la remoción del suelo (hozaduras) en el sotobosque. El objetivo de este trabajo fue caracterizar y cuantificar las hozaduras de jabalí, así como su efecto sobre la diversidad, densidad y cobertura de las especies del sotobosque, en un bosque de Araucaria-Lenga en la Reserva Privada Nasampulli, ubicada en la IX Región de La Araucanía. Se seleccionaron tres rodales de 1000 m^2, cada uno de ellos, donde se caracterizó su estructura, se contaron las hozaduras de jabalí determinados su forma y tamaño mediante un método fotográfico. Además, tanto en las hozaduras (zona hozada) como en subparcelas adyacentes a estas (zona no hozada) se determinó la densidad, cobertura y diversidad de especies del sotobosque determinándose diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney y el método *t* de Hutcheson. Se encontraron 54 hozaduras en total, con tamaños entre 0,19 m^2 a 3,6 m^2 y donde las hozaduras con formas sinuosas fueron las más frecuentes. La densidad y cobertura de plántulas de *Araucaria araucana* y *Nothofagus pumilio* presentó diferencias significativas en dos rodales. La cobertura de especies del sotobosque fue menor en las zonas hozadas y fue significativamente diferente en 4 especies herbáceas (*Adenocalum chilense, Rubus geoides, Viola reichei* y *Perezia nutans*). La variación en tamaño y número de hozaduras posiblemente se debe a la disponibilidad y preferencia trófica. La diversidad de especies presentó diferencias significativas en dos rodales. Las causas de la disminución en densidad, cobertura y diversidad son atribuibles al efecto mecánico que realizan los jabalíes a la hora de hozar y el consumo de semillas de *A. araucana*.

Palabras claves: Hozaduras, sotobosque, diversidad, cobertura y densidad, *Sus scrofa*.

Key Words: Rooting, understory, diversity, cover and density, *Sus scrofa*.

Índice de materias Página

i	Calificación del comité de titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
ii	Dedicatoria	ii
iv	Resumen	iv
1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Hipótesis	1
1.2	Objetivo general	2
1.3	Objetivos específicos	2
2.	MARCO TEÓRICO	2
2.1	Especies invasoras	2
2.2.	Ecología del jabalí	3
2.2.1	Taxonomía y distribución	3
2.2.2	Hábitat	3
2.2.3	Reproducción y comportamiento	4
2.2.4	Dieta y predadores	4
2.3	Impactos del jabalí	5
2.4	Presencia del jabalí en la Reserva Nasampulli	6
3.	MÉTODOS	7
3.1	Descripción del área de estudio	7
3.1.1	Características vegetaciones	7
3.1.2	Fauna	8
3.1.3	Clima	9
3.2	Diseño de muestreo	9
3.3	Estructura de los rodales	10
3.3.1	Muestreo de individuos adultos.	10
3.3.2	Muestreo de brinzales	10
3.3.3	Muestreo de plántulas y de especies vasculares pertenecientes al sotobosque	10
3.4	Forma y tamaño de las hozaduras	11
3.4.1	Presencia de hozaduras	11
3.4.2	Forma y tamaño de cada hozadura	11

3.5	Densidad y cobertura de plántulas arbóreas, y cobertura de especies vasculares pertenecientes al sotobosque en zona hozada y no hozada	13
3.6	Análisis descriptivo y estadístico de los datos	14
3.6.1	Estructura de los rodales	14
3.6.2	Clasificación de las hozaduras según su forma y tamaño	15
3.6.3	Densidad y cobertura de especies en zonas hozadas y no hozadas	15
3.6.4	Diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas	16
4.	RESULTADOS	18
4.1.	Estructura de los rodal R1, R2 y R3	18
4.1.1	Distribución de diámetros	18
4.1.2	Densidad de individuos y área basal	18
4.1.3	Clases de copa	19
4.1.4	Densidad de plántulas y brinzales	20
4.1.5	Índice de importancia y parcelas dentro de hozaduras	21
4.2	Número, tamaño y forma de las hozaduras en cada rodal	22
4.2.1	Número y tamaño	22
4.2.2	Forma y profundidad	23
4.3	Composición y frecuencias de especies vegetales en zonas hozadas y no hozadas	
4.3.1	Composición de especies	24
4.3.2	Frecuencia de especies	25
4.4	Densidad, cobertura y diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas	26
4.4.1	Densidad de plántulas arbóreas	26
4.4.2	Cobertura de especies del sotobosque	26
4.4.3	Diversidad de especies	28
4.4.4	Resumen de resultados	29
5.	DISCUSIÓN	30
5.1	Estructura de los rodales	30
5.2	Número, tamaño, forma y profundidad de hozaduras	30
5.2.1	Número de hozaduras	30
5.2.2	Tamaño, forma, profundidad y porcentaje de hojarasca de las hozaduras	31
5.2.3	Superficie hozada y preferencia por microambientes	33

5.3 Densidad, cobertura y diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas del sotobosque 35
5.3.1 Densidad de plántulas y cobertura de especies arbóreas 35
5.3.2 Cobertura de especies del sotobosque 36
5.3.3 Diversidad de especies 38
6. CONCLUSIONES 39
7. RECOMENDACIONES 40
8. REFERENCIAS 42
9. ANEXOS 49
1 Indicios de jabalí en la Reserva Nasampulli
2 Tipos forestales presentes en la Reserva Privada Nasampulli
3 Rodales de estudio.
4 Escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet modificada por Westhoff y Maarel (1978)
5 Método y procedimiento para el cálculo del área de una hozadura en terreno
6 Disposición en terreno de subparcelas circulares para una hozadura caracterizada
7 Hozaduras de jabalí clasificadas según diferentes tipos morfológicos
8 Valor de importancia para las especies arbóreas y vasculares pertenecientes al sotobosque
9 Distribución espacial de las hozaduras en los rodales de estudio.
10 Composición florística de los rodales de estudio
11 Frecuencia (% de ocurrencia) de especies en zona hozada (H) y zona no hozada (Nh) en los rodales de estudio (R1, R2 y R3).
12 Densidad media (ind/m^2) de plántulas arbóreas en zona hozada y no hozada para cada rodal
13 Cobertura media en 1 m^2 (%/m^2) y diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney para cada especie entre zona hozada (H) y no hozada (Nh) de cada rodal (R1, R2 y R3)

1. INTRODUCCIÓN

La introducción de especies exóticas en ambientes naturales es considerada la segunda causa de pérdida de diversidad biológica del planeta. Entre una de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo se encuentra el jabalí (*Sus scrofa* Linneaus, 1758). Este mamífero, se encuentra como especie introducida en todos los continentes a excepción de la Antártida. En Chile, su introducción se remonta al año 1938 desde Alemania y sus poblaciones actuales que presentan una amplia distribución, tienen origen en la importación directa, la migración natural desde Argentina y la liberación y/o escape desde criaderos.

El jabalí en la búsqueda de alimento remueve y voltea el suelo dejando hoyos que son denominados hozaduras. Por medio de esta actividad, puede entre otras cosas afectar negativamente la diversidad y regeneración del sotobosque, reducir la biomasa de plantas, disminuir su cobertura total y la regeneración potencial.

El jabalí es conocida como una especie invasora que posee efectos perjudiciales en los ecosistemas en los que ha sido introducida, por ello, es de gran importancia para la conservación de la biodiversidad y la elaboración de planes de manejo, realizar estudios que evalúen el impacto de esta especie sobre los ambientes nativos de nuestro país. En Chile, los estudios que aborden los efectos de esta especie sobre el bosque nativo son escasos, enfocándose principalmente en su distribución, densidad poblacional y dieta. En nuestro país, se desconoce cuáles son los efectos provocados por la remoción del suelo (hozaduras) en la diversidad, densidad y cobertura de la vegetación. Debido a esto, se consideró relevante realizar un estudio en la Reserva Privada Nasampulli, localizada en el sector Molulco, Región de La Araucanía. Donde la presencia del jabalí es documentada y se encuentran bosques nativos de Araucaria (*Araucaria araucana*) (Molina) K. Koch) *y* Lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp et Endl.) Krasser) cuya integridad puede estar potencialmente amenazada por esta especie exótica. Es vista de aquello, surge el presente trabajo de tesis, con objeto de aportar conocimientos relevantes para la determinación del impacto del jabalí en los ecosistemas nativos de nuestro país.

1.1 Hipótesis

El jabalí por medio de las hozaduras afecta negativamente la cobertura, diversidad y densidad de las especies presente en el sotobosque en un bosque de Araucaria - Lenga.

1.2 Objetivo general

Caracterizar y cuantificar las hozaduras de jabalí y su efecto sobre la diversidad, densidad y cobertura de plántulas arbóreas y las otras especies vasculares pertenecientes al sotobosque, en tres rodales con diferente cobertura del sotobosque en un bosque de Araucaria – Lenga en la Reserva Nasampulli.

1.3 Objetivos específicos

1) Caracterizar la estructura cuantitativa y vertical de los rodales con presencia de hozaduras

2) Caracterizar la forma y el tamaño de las hozaduras.

3) Analizar el efecto de las hozaduras de jabalí en la densidad, cobertura y diversidad de plántulas arbóreas y de las otras especies vasculares del sotobosque en zonas con y sin hozaduras.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Especies invasoras

Las especies invasoras se definen como: "*especies introducidas fuera de su área de distribución natural; con posibilidad de sobrevivir y subsiguientemente reproducirse; cuya introducción amenaza a la diversidad biológica"* (CDB, 2002. Decisión VI/23). Estas especies pueden modificar la estructura y el funcionamiento del ecosistema natural, competir por recursos con especies nativas, alterar la diversidad genética, facilitar la colonización de otras especies exóticas. También, pueden provocar pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios que pueden afectar el bienestar humano (Chapin *et al*. 1997, Hone 2002, Muñoz *et al*. 2009, Capdevila-Argüelles *et al*. 2013). El primer catastro de nuestro país sobre especies exóticas invasoras dado a conocer el año 2014, identifica un total de 128 especies invasoras, de las cuales 27 constituyen un riesgo para la biodiversidad y los ecosistemas nativos de nuestro país, entre las cuales se encuentra el jabalí.

2.2 Ecología del Jabalí

2.2.1 Taxonomía y distribución

El jabalí pertenece a la familia Suidae, genero *Sus*, orden Artiodactyla. El género *Sus* tiene 8 especies, 7 de las cuales se localizan en Asia, y una posee una distribución natural más amplia que incluye Europa, Asia y el norte de África, el jabalí euroasiático (*Sus scrofa*) (Olivier 1995, Rosell *et al*. 2001). Esta especie, se encuentra como especie introducida en islas oceánicas y en todos los continentes a excepción de la Antártida (Rosell *et al*. 2001, Barrios-García y Ballari 2012). A partir *Sus scrofa* se originan la mayoría de las razas de cerdos domésticos que se distribuyen globalmente. Además, parte de las poblaciones invasoras de jabalíes se deben a la naturalización de individuos domésticos y a la hibridación de éstos con jabalíes (Sytsma y Rouhe, 2007).

En Chile, las primeras poblaciones se remontan entre 1938-1950, importadas directamente desde Alemania para la caza. Más tarde, entre 1956 y 1970, los jabalíes emigraron desde Argentina atravesando la cordillera de los Andes en los pasos de menor altitud. Actualmente la liberación intencional o accidental ha aumentado su rango de distribución, encontrándose desde la Región de O'Higgins hasta la Región de Aysén y comprendiendo una superficie de 27.600 km^2 (Skewes y Jaksic, 2015).

2.2.2 Hábitat

Los diferentes hábitats que ocupa el jabalí incluyen bosques, humedales, praderas ecosistémicas de alta montaña, agrosistemas, zonas áridas o lluviosas, excluyendo desiertos y la estepa fría (Herrero 2001, Oliver y Leus 2008). En Chile, está presente en zonas montañosas, agrícolas, bosques y plantaciones forestales, con preferencia para alimentarse en ambientes dominado por *Chusquea spp*. (Skewes *et al*. 2007, Skewes y Jaksic 2015). En Argentina, los estudios que evalúan el uso de hábitat demuestran que prefiere bosques de coihue (*Nothofagus dombeyii* (Mirb.) Oerst) con un sotobosque dominado por colihue (*Chusquea culeou* Desv.), bosques de Araucaria-Nothofagus *spp* (Sanguinetti y Pastore, 2016) o ambientes donde predomina una cobertura arbustiva de jarilla (*Larrea cuneifolia Cav*.) (Cuevas, 2012).

2.2.3 Reproducción y comportamiento

El jabalí es considerada una especie prolífica, clasificación sustentada según Rossel *et al*. (2001) por tres factores: la precocidad a la cual alcanzan la madurez sexual (machos a los 10 meses y hembras entre los 8 a 10 meses); su gestación relativamente corta (120 días); y la elevada media de crías por camada (entre 4 a 5 fetos en Europa) (Herrero, 2001). En Europa, presenta periodos de celo en los meses de otoño, con un máximo a finales de septiembre, y periodos de nacimiento entre noviembre y abril (Markina *et al*., 2003). En Chile, el periodo de apareamiento es entre mayo y diciembre, y el periodo de pariciones entre septiembre y diciembre (Cruz, 2011).

Generalmente posee hábitos crepusculares y nocturnos (Coblentz y Baber, 1986). La organización social está conformada por grupos matriarcales, de una o dos hembras acompañadas de sus crías. Los machos jóvenes a veces abandonan el grupo matriarcal formando pequeños grupos, mientras que los adultos son más bien solitarios. Por lo común, posee hábitos sedentarios, observándose mediante técnicas de captura, marcaje y recaptura, una recaptura en un rango menor a10 km (Rosell *et al*., 2001).

2.2.4 Dieta y predadores

Es de hábitos oportunistas y generalistas. Posee tendencia a alimentarse de pocas fuentes nutritivas, pero en abundancia (Herrero, 2001). Su dieta es omnívora. No obstante, los estudios a partir del análisis de contenidos gástricos o de las heces muestran que mayoritariamente se alimenta de vegetales. Dentro de estos últimos, se encuentran las raíces de ciertas especies, bulbos, tubérculos, frutas y bayas. Además, entre su dieta está el consumo semillas de árboles endémicos, roedores, aves, anfibios y otros animales (Groot Bruinderink *et al*. 1994, Rosell *et al*. 2001, Skewes *et al*. 2007, Sanguinetti y Kitzberger 2010, Hernández *et al*. 2017).

En su hábitat natural el principal depredador del jabalí es el lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758), el cual en el norte de España y este de Polonia, constituye entre 10 a 30% de su dieta (Nores *et al*. 2008, Gtowaciflski y Profus 1997). En Chile, en los faldeos de los volcanes Mocho y Coshuenco, Región de los Ríos, se ha documentado al Puma (*Puma concolor,* Linnaeus 1771) como un depredador en base al análisis de sus heces, consumiendo predominantemente sobre juveniles con un porcentaje de entre un 17 y 37 % (Skewes *et al*., 2012).

2.3 Impactos del jabalí

El Jabalí, es una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al*., 2004). En Chile, es descrita como una especie que puede perturbar el equilibrio ecológico y la conservación del patrimonio ambiental, siendo considerada una especie dañina según el Artículo 6º del Reglamento de la Ley de Caza (Cruz y Lara, 2010).

Entre los rastros del jabalí se encuentran las bañeras o revolcaderos, árboles marcados y frotados, hozaduras, camas, huellas, excremento, corredores. De todos los indicios, las hozaduras son la principal perturbación. Esta perturbación consiste en voltear y remover el suelo mediante su hocico con la finalidad de obtener alimentos hipogeos (raíces, bulbos, pequeños animales) y con extensiones que varían desde metros cuadrados a hectáreas (Rossel *et al*. 2001, Herrero 2001).

En la figura 1, se observan los principales impactos del jabalí. Por ejemplo, en la flora se ha documentado que actúa como vector de transporte para diásporas epizoochorous de plantas vasculares en los bosques templados de Europa (Heinkel *et al*., 2006). Por otro lado, Sanguinetti y Kitzberger (2010) señalan que posee efectos sobre los ecosistemas de Araucaria, reduciendo las tasas de supervivencia de las semillas y la regeneración de plántulas, llegando a consumir entre 30 y 45% de los piñones disponibles en el suelo. Cushman *et al*. (2004) señalan que en el norte de California, las perturbaciones del jabalí aumentan la riqueza de plantas exóticas y además facilitan la colonización de plantas invasoras. Pero también, puede beneficiar la flora nativa y exótica a través del aumento de la riqueza y la cobertura de especies de pastos perennes (Tierney y Cushman, 2006). También, altera los ciclos de nutrientes, aumentando las concentraciones de carbono y nitrógeno en el suelo (Wirthner *et al*., 2012). Mohr *et al*. (2005), señalan que el contenido de potasio y magnesio eran más bajos en las zonas hozadas en comparación con zonas no hozadas. De igual forma, según Cuevas (2012), las hozaduras cambian las propiedades químicas del suelo y disminuyen la cobertura vegetal, y la densidad aparente del suelo, pudiendo incrementar la degradación de este a través de la erosión eólica. Además, los daños en la agricultura son bien documentados (Herrero, 2001).

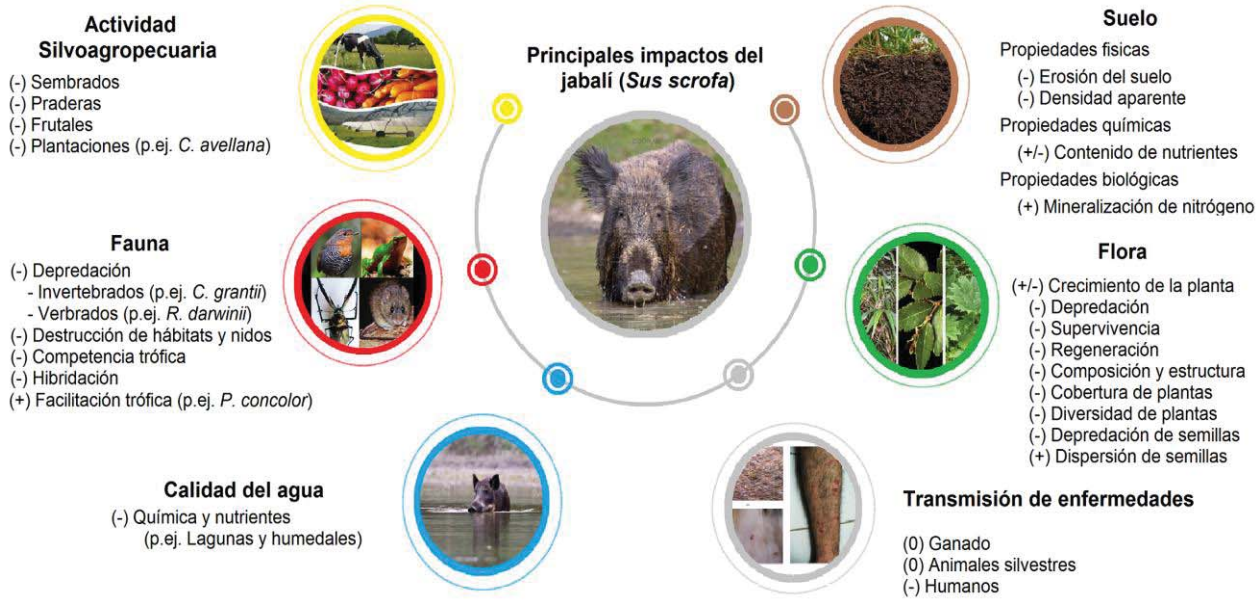


Figura 1. Principales Impactos del jabalí. En paréntesis () algunos ejemplos de impactos en Chile; (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo; (0): Aparentemente neutro. Elaboración propia a partir de: Bueno 2011, Barrios-Garcia y Ballari 2012, PNUD 2017.

En Chile, la fauna también es afectada por el jabalí. Skewes *et al*. (2007), señala la depredación de los rinocríptidos como el chucao (*Scelorchilus rubecula* Kittlitz, 1830) y huet-huet (*Pteroptochos tarnii* King, 1831), y el anfibio endémico de nuestro país ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii,* Duméril y Bibron, 1841). En Europa, Purger y Meszaros (2006) señalan que el jabalí depreda nidos del Porrón pardo (*Aythya nyroca* Güldenstädt, 1770*).* Además, puede competir con pequeños mamíferos por el consumo de bellotas (Focardi *et al*., 2000).

Además de todo lo señalado, el jabalí posee un impacto económico. En Chile, se evaluó y cuantificó económicamente el impacto de esta especie sobre los sistemas productivos y la biodiversidad biológica, dando como resultado una pérdida anual de USD $ 38.278.724 millones de dólares (PNUD, 2017).

2.4 Presencia del jabalí en la Reserva Nasampulli

La presencia del jabalí en la Reserva Nasampulli (de ahora en adelante Nasampulli) se ha observado indirectamente mediante una gran cantidad de hozaduras, levantamiento de raíces y semillas comidas de *A. araucana*, huellas y fecas en la mayoría de los senderos, observaciones directas y registro en cámaras- trampa (anexo 1).

El posible origen de las poblaciones de jabalí en Nasampulli, según Cruz y Lara (2010), constituye un coto de caza y criadero colindante en su sector oeste. Según los autores, el jabalí habría ingresado traspasando los cercos perimetrales del coto en los meses de invierno, cuando la nieve alcanza los 2 m de altura en la zona. Sin embargo, en el sector de Río Blanco, a 10 km al sureste de Nasampulli, el jabalí ya estaba presente hace 10 a 20 años. Por otra parte, en el sector de Caburgua, hay criaderos no oficiales de jabalí mestizos, en los cuales se cruza el jabalí con cerdos domésticos. Esto podría acrecentar la llegada del jabalí a zonas cercanas a Nasampulli, debido a su potencial escape desde los criaderos (Cruz y Lara, 2010).

3. MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se localiza dentro de la Reserva Nasampulli, ubicada en la precordillera andina, entre el límite de las comunas de Melipeuco y Cunco, IX Región de La Araucanía (figura 2). Nasampulli limita al norte y sur con terrenos privados, al este con la Reserva Nacional Villarrica y al oeste con el Coto de Caza El Cercón. Nasampulli fue creada el año 2003 y sus propietarios son la ONG inglesa *Rainforest Concern* y la Sociedad Trafampulli S.A. Actualmente es gestionada por la Fundación Centro de los Bosques Nativos FORECOS y Rainforest Concern. Presenta una superficie de 1.263 ha, con altitudes que fluctúan entre los 1.000 y 1.700 m s.n.m. (Cruz y Lara, 2010).

3.1.1 Características vegetacionales

Según la clasificación de Luebert y Pliscoff (2006) año 2009 (CONAMA, 2009), Nasampulli presentaría cinco "pisos de vegetación". Sin embargo, el sector de este estudio sólo se remitió a la presencia de dos: Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio* y *Araucaria araucana* y Bosque resinoso templado andino de *Araucaria araucana* y *Nothofagus dombeyi*. Por otro lado, el Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (actualización 2013), identifica en Nasampulli dos tipos forestales dominantes. El primero corresponde al tipo forestal Coihue-Raulí-Tepa, ocupando 670 ha (53 % del área total de la Reserva) y el segundo corresponde al tipo forestal Araucaria con 417 ha (33 % del total). En menor superficie se encuentran los tipos forestales Roble-Raulí-Coihue (6,3%) y Lenga (2,1%) (figura 2 y anexo 2). La riqueza florística de Nasampulli incluye 71 especies, representadas en 41 familias. De la totalidad de especies identificadas un 52 % (37 especies) son endémicas de Chile y Argentina, un 11 % (8 especies) son cosmopolitas y un 13 % (9 especies) son exóticas (Cruz y Lara, 2010).

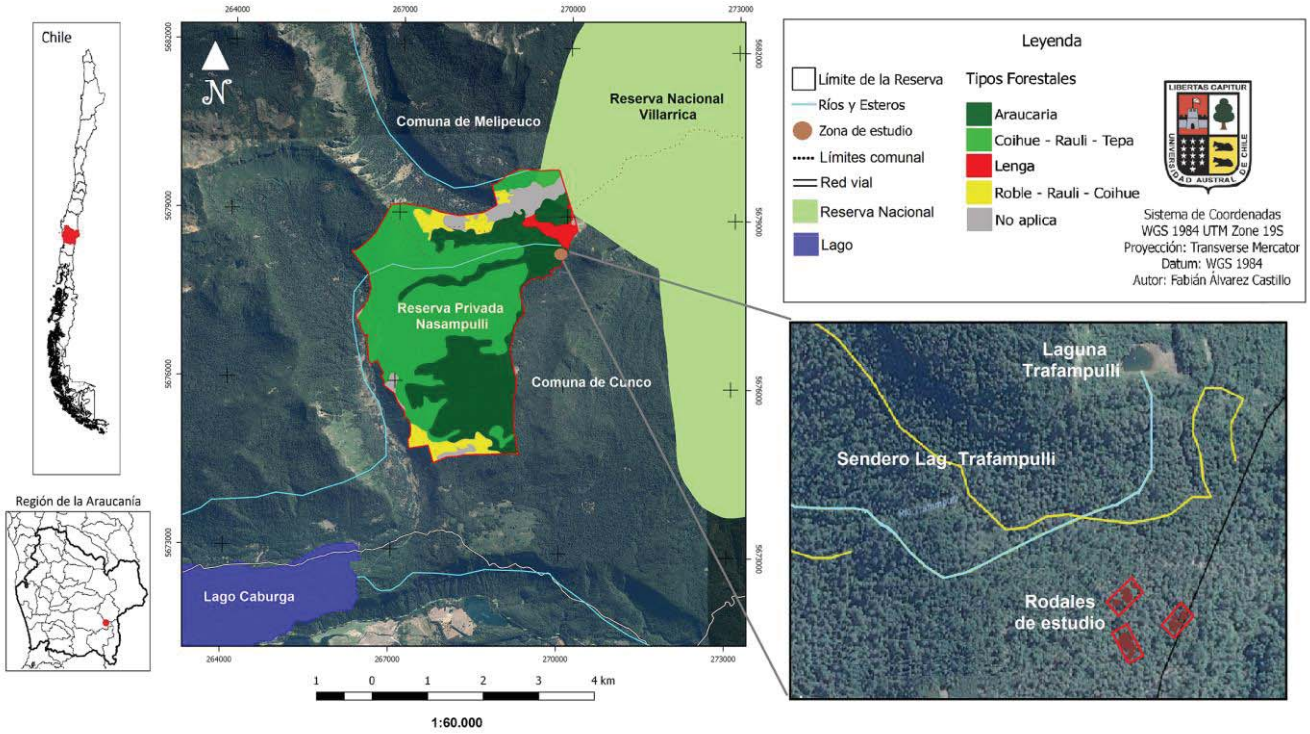


Figura 2. Ubicación geográfica del área de estudio y tipos forestales presentes en la Reserva Nasampulli. Elaboración propia en base a la clasificación de tipos forestales del Catastro de Bosque Nativo de Chile de la Región de la Araucanía, año 2013. Las cubiertas cartográficas fueron obtenidas de la página web "Infraestructura de Datos Geoespaciales (IDEchile)" (www.ide.cl).

3.1.2 Fauna

Nasampulli presenta un total de 22 especies de aves, de las cuales tres se encuentran vulnerables en términos de conservación para la zona sur de Chile: Bandurria (*Theristicus melanopis* (Gmelin, 1789), Carpintero negro (*Campephilus Magellanicus* (King, 1828) y Choroy (*Enicognathus leptorhynchus* (King, 1831). Entre los mamíferos se encuentran especies en peligro de conservación (UICN) como la Güiña (*Leopardus guigna* (Mol. 1782), Pudú (*Pudu pudu*, Mol. 1782) y Monito del Monte (*Dromiciops gliroides* Philippi, 1894), y otras especies como el Puma (*Puma concolor*, Linnaeus, 1771). Entre los anfibios y reptiles se encuentran el Sapito de cuatro ojos (*Pleurodema thaul* (Lesson, 1826) y la Lagartija tenue (*Liolaemus tenuis* (Duméril y Bibron 1837), respectivamente (Cruz y Lara, 2010).

3.1.3 Clima

El clima de Nasampulli según la clasificación climática de Köppen-Geiger, corresponde a una transición entre un clima mediterráneo de lluvia invernal de altura y un clima mediterráneo frío de lluvia invernal (Sarricolea *et al*., 2017). Según los datos obtenidos de la estación meteorológica presente en Nasampulli, las precipitaciones anuales varían entre los 1.000 mm y 2.500 mm. Las temperaturas mínimas en los meses de invierno se encuentran entre los -11º C a -6º C y las máximas entre los 29º C a 30º C en los meses de verano (Silva, 2017).

3.2 Diseño de muestreo

Con la finalidad de seleccionar en el área de estudio las zonas que presentaban hozaduras de jabalí, en el mes de febrero del año 2017 se realizó una prospección en un bosque de Araucaria – Lenga. Se seleccionaron tres rodales (cuadro 1 y figura 2) que de manera visual presentaban diferente cobertura de sotobosque y exhibían hozaduras de jabalí (anexo 3). En cada rodal y de forma dirigida, como unidad de muestreo se establecieron parcelas rectangulares de 1000 m^2 (40 x 25 metros), cada una de ellas. Las parcelas fueron georreferenciadas mediante GPS (Global Position System) y se les determinaron variables topográficas (altitud, exposición y pendiente). El dispositivo GPS utilizado corresponde a la unidad eTrex® 30 marca Garmin.

Cuadro 1. Coordenadas geográficas (UTM) y variables topográficas de los tres rodales en el área de estudio.

Rodal	Coordenadas UTM		Altitud	Exposición	Pendiente
	Este	Norte	(m s.n.m.)	(º)	(%)
R1	269863.2	5678356.5	1.574	160 S-E	4
R2	269863.7	5678279.5	1.576	250 S-W	8
R3	269960.3	5678318.2	1.571	135 S-E	13

3.3 Estructura de los rodales

3.3.1 Muestreo de individuos adultos

Los individuos arbóreos adultos, aquellos cuyo DAP es mayor o igual a 5 cm, se contabilizaron e identificaron (nombre de la especie) en cada parcela. También, se les midió el diámetro a la altura del pecho (DAP a 1,3 m de altura) a cada individuo vivo y muerto en pie, utilizando cinta diamétrica.

Además, la estructura vertical fue evaluada de acuerdo con la posición sociológica de cada individuo arbóreo (emergente, dominante, codominante, intermedia, suprimida y sumergida) según la clasificación de Kraft (1884), modificado por Donoso (1993).

3.3.2 Muestreo de brinzales

Los brinzales, aquellos individuos arbóreos con DAP < 5 cm y altura > 2 m, se contaron e identificaron en el área total de cada parcela.

3.3.3 Muestreo de plántulas arbóreas y de especies vasculares pertenecientes al sotobosque

Se distribuyeron 28 subparcelas de $2m^2$ (2x1 m) dentro de cada parcela (figura 3), que fueron establecidas sistemáticamente cada 5 metros, en las cuales se identificó y contabilizó el número de individuos de plántulas arbóreas < 200 cm de altura y con DAP < 5, y se estimó su cobertura utilizando la escala de Braun-Blanquet modificada por Westhoff y Maarel (1978) (anexo 4). De igual forma, dicha escala se utilizó para estimar la cobertura de las especies vasculares pertenecientes al sotobosque. Además, a cada subparcela que cayó dentro de una hozadura, se le registró la porción de hozadura (estimando el porcentaje visualmente) que caía dentro de ella y las especies (anotándose su densidad y cobertura) presentes.

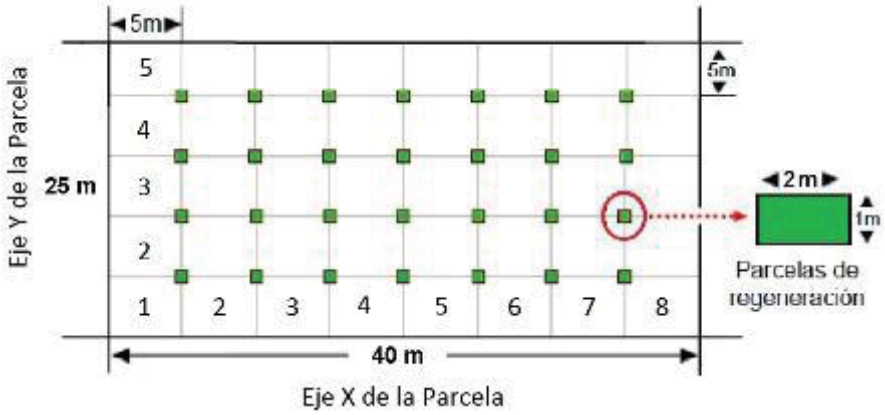


Figura 3. Distribución de parcelas de regeneración dentro de la unidad muestral principal de 1000m^2.

3.4 Forma y tamaño de las hozaduras

3.4.1 Presencia de hozaduras

En cada parcela se realizó una búsqueda de hozaduras de jabalí enumerándolas mediante estaquillas de PVC. Las hozaduras se identificaron fácilmente por el cambio de color, heterogeneidad y remoción del suelo característico de éstas. No hay ningún otro animal en Nasampulli que pueda perturbar el suelo con esas características.

3.4.2 Forma y tamaño de cada hozadura

Las hozaduras presentan formas y dimensiones bastante variables (Puigdefábregas, 1981), por lo cual fue necesario establecer un método que permitiera calcular la forma y el área de cada hozadura con exactitud. Se asumió que cada signo de hozadura correspondía a un área hozada independiente, la cual podía delimitarse utilizando un método experimental. El objetivo fue definir el tamaño y forma individual de cada hozadura, la cual estuvo dada por la naturaleza de esta. En algunos casos el investigador define el tamaño y/o profundidad necesaria para considerar una hozadura Fagiani *et al*. (2014). En otros estudios miden el largo y el ancho de la zona perturbada para definir el área hozada (Hegel y Marini, 2013), o también, lo estiman asumiendo que las hozaduras presentan formas mayoritariamente elípticas y determinan el área utilizando la fórmula de una elipse (Área = π ab) (Sandom *et al*., 2013). En nuestro caso, se utilizó un método experimental de cálculo de superficie mediante fotografías, en el cual, en primera instancia se delimitó la forma de cada hozadura mediante huincha métrica (figura 4A). Posteriormente, se

utilizó una cámara digital (PowerShot SX280HS) para obtener fotografías de las hozaduras. La cámara se conectó a una estructura de soporte que permitiera ubicarla de forma paralela al suelo donde se encontraba la hozadura. Esta se programó (autodisparador) para retardar el registro fotográfico en un tiempo de 10 segundos, permitiendo ubicar la cámara perpendicular al centro de la hozadura y a una altura que la toma fotográfica abarcara la superficie total de esta en el suelo (figura 4B). Esto último fue posible gracias al tamaño de las hozaduras encontradas en el área de estudio, las cuales no superaron los 4 m^2.

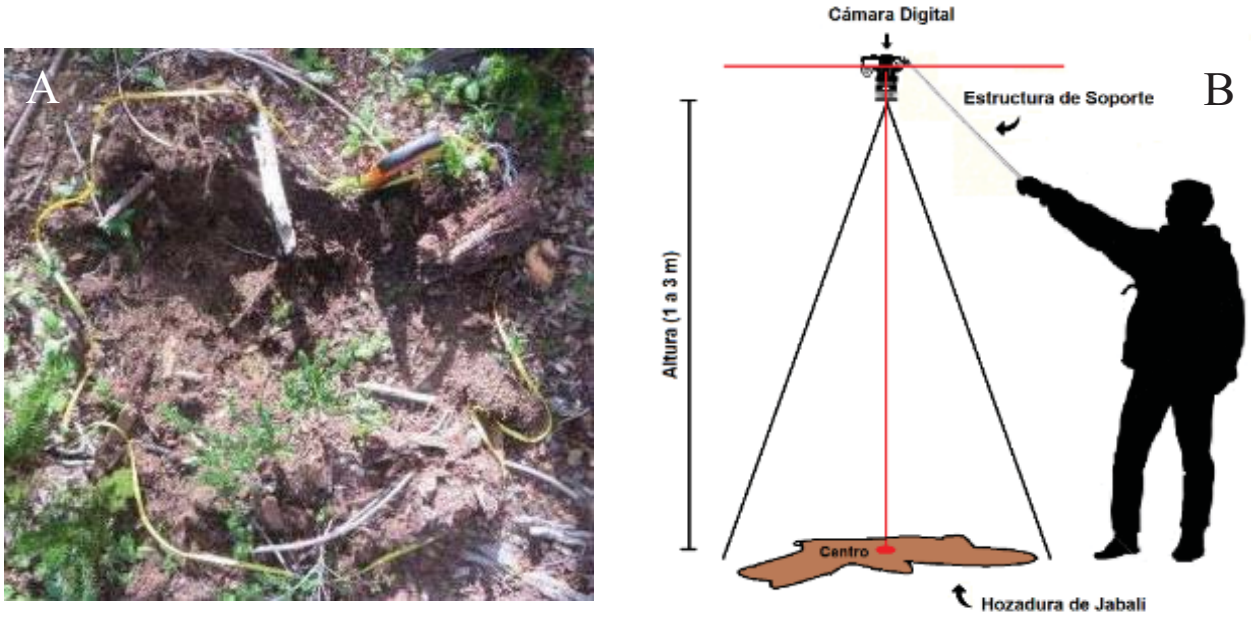


Figura 4. A) Hozadura delimitada con huincha métrica. B) Sistema de captura fotográfica de hozaduras.

Para determinar el área de cada hozadura se superpuso un papel cuadriculado (cm) sobre la cámara digital con la finalidad de dibujar el perímetro de la hozadura fotografiada. Luego, se utilizó el método de cálculo de superficie mediante red de puntos, usado comúnmente en cartografía. Finalmente, conociendo la proporción que ocupaba cada hozadura dentro de un círculo de radio conocido, se determinó el área de cada hozadura en terreno (figura 5A y 5B, y anexo 5).

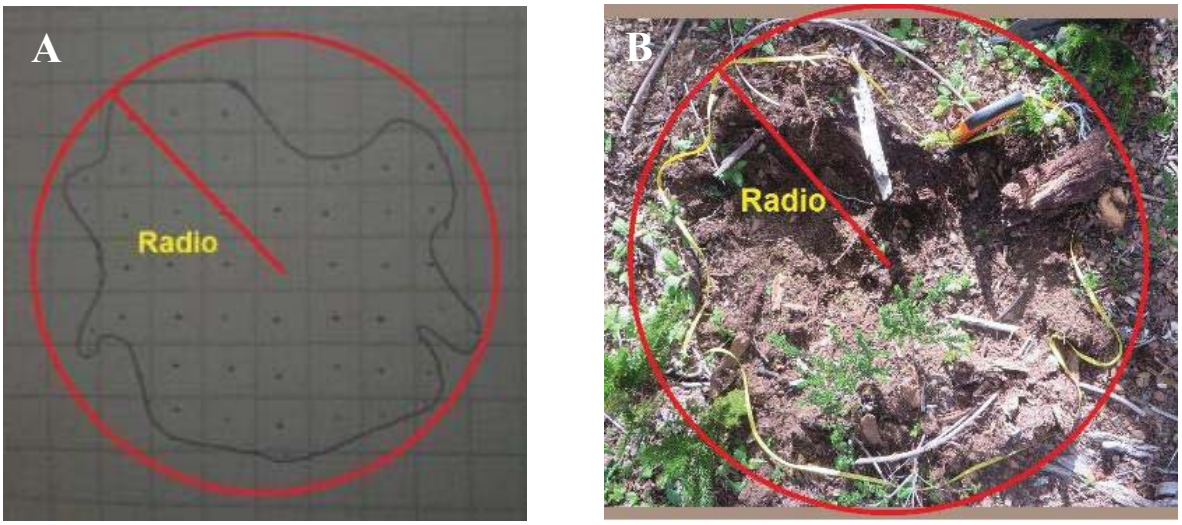


figura 5. A) Hozadura calcada en papel cuadriculado. Círculo rojo corresponde a la circunferencia imaginaria, con su respectivo radio medido en centímetros. Puntos azules dentro del área de la hozadura corresponden al número de cuadrados (*N)*. B) Circunferencia imaginaria que abarca la superficie total de una hozadura en el suelo y su respectivo radio medido metros.

Por otro lado, se determinó la profundidad de cada hozadura, realizándose cuatro mediciones en los puntos cardinales (N, S, E y O) y una en la zona central. Además, se determinó el porcentaje de mantillo visualmente en cada hozadura mediante los siguientes rangos: 0 a 10 %; 10 a 25 %; 25 a 50 %; 50 a 75 % y >75 %.

3.5 Densidad y cobertura de plántulas arbóreas, y cobertura de especies vasculares pertenecientes al sotobosque en zona hozada y no hozada

En conjunto a la determinación del área de cada hozadura, se realizaron adyacente a estas, subparcelas circulares de igual área a cada hozadura caracterizada (figura 6). Cada hozadura tuvo un número variable de subparcelas (entre 1 a 4), distribuidas de acorde a los puntos cardinales (N, S, E y O). Estas subparcelas se ubicaron a una distancia variable de 1 a 4 metros (anexo 6), con el fin de garantizar las mismas micro-condiciones edafoclimáticas y vegetacionales (Cushman *et al*., 2004), además de garantizar que representasen una condición previa a la perturbación.

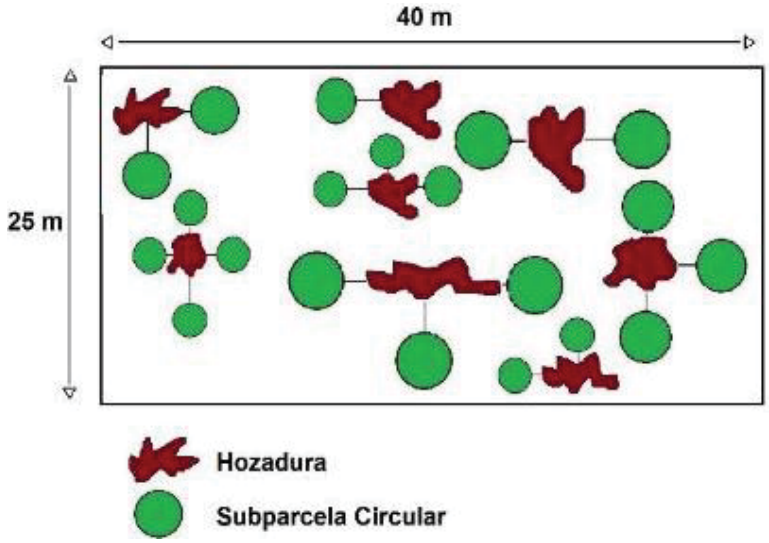


Figura 6. Disposición de subparcelas circulares dentro de cada parcela.

Tanto en las hozaduras (zona hozada) como en las subparcelas (zona no hozada), se identificaron y registraron el número de plántulas arbóreas a través de rangos de altura: 0-50 cm; 50-100 cm y 100-200 cm, y su porcentaje de cobertura. El porcentaje de cobertura para plántulas arbóreas y especies vasculares pertenecientes al sotobosque se estimó utilizando la escala de Braun-Blanquet modificada por Westhoff y Maarel (1978). La identificación taxonómica de las especies se realizó directamente en terreno, complementada con la toma de muestras y/o fotografías (para su posterior reconocimiento) de aquellas que no se pudieron identificar.

3.6 Análisis descriptivo y estadístico de los datos

3.6.1 Estructura de los rodales

La estructura en los tres rodales se caracterizó en términos de densidad, distribución diamétrica, área basal (AB m^2 ha^{-1}), clases de copa y brinzales por unidad de superficie. Los datos para cada rodal se tabularon y procesaron generando tablas de rodal y clases de copa, y se representaron de manera gráfica mediante histogramas de frecuencia. En el caso de la distribución de diámetros, se utilizaron intervalos de amplitud constante cada 10 cm. Además, se determinó el índice de valor de importancia ecológico (VI) para plántulas arbóreas y las especies vasculares pertenecientes al sotobosque. El índice se obtuvo al sumar la frecuencia y densidad relativa para cada especie (Donoso, 1993).

3.6.2 Clasificación de las hozaduras según su forma y tamaño

Se calculó la superficie hozada (m^2) y promedio ($\chi \pm$ DE) de éstas para cada rodal. Además, las hozaduras se clasificaron siguiendo lo establecido por Puigdefábregas (1981), en los tipos morfológicos: Circulares; Lineares; Digitadas, y Sinuosas (anexo 7). Los datos se procesaron y tabularon en tablas donde a cada tipo morfológico de hozadura se le determinó su frecuencia, superficie promedio (m^2) y profundidad media (m^2).

3.6.3 Densidad y cobertura de especies en zonas hozadas y no hozadas

En los datos de densidad de plántulas arbóreas se consideró una clase de altura (0 a 200 cm), disminuyendo las categorías antes propuestas (de 3 a 1), debido a la baja cantidad de individuos entre clases. Posteriormente, los valores se promediaron obteniéndose un solo valor para el total de subparcelas (de 1 a 4), representado así el valor de densidad de plántulas para la zona no hozada (Nh). Por su parte, el valor de densidad de plántulas encontradas en cada hozadura se mantuvo, representado así la densidad de plántulas para la zona hozada (H).

En el caso de la cobertura de especies, tanto para plántulas arbóreas como vasculares pertenecientes al sotobosque, se realizó el siguiente procedimiento. Para cada rango de cobertura en la escala de Braun Blanquet se utilizó el punto medio, el cual fue dividido posteriormente en 100 (cuadro 2). Los valores de cobertura en la totalidad de subparcelas (1 a 4) se promediaron, obteniéndose un valor de cobertura para la zona no hozada (Nh). Mientras que, los valores de cobertura en las hozaduras se mantuvieron, representado así la cobertura para la zona hozada (H). Además, como cada hozadura (como también cada subparcela) poseía una superficie diferente, tanto los datos de densidad como los datos de cobertura en zona hozada y no hozada fueron transformados a densidad/m^2 y cobertura/ m^2 para facilitar los análisis estadísticos.

El análisis estadístico se realizó por separado para cada rodal y especie. Se hizo un análisis exploratorio donde se comprobó que los datos de densidad arbórea y cobertura de especies no se distribuían con normalidad, a través de la prueba Shapiro-Wilks con $p<0,05$. Por lo cual, se utilizó la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney para dos muestras independientes ($p<0,05$) para determinar diferencias significativas en la densidad y cobertura de las especies entre zona hozada y no hozada de cada rodal.

Cuadro 2. Rango de cobertura, punto medio y transformaciones de cobertura de especies utilizando la escala de Braun-Blanquet.

Índice	Rango de Cobertura %	Punto medio (Pm)	Pm/100
r	0,25	0,25	0,0025
+	1	1	0,001
1	5	5	0,05
2a	5-15	10	0,1
2b	15-25	20	0,2
3	25-50	37,5	0,375
4	50-75	62,5	0,625
5	75-100	87,5	0,875

3.6.4 Diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas

En cuanto a la diversidad de especies, esta fue calculada a nivel de rodal en zona hozada y no hozada mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949), el cual está dado por la ecuación [1]:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S}(p_{i \times log_2} p_i) \qquad [1]$$

Donde:

p_i = La abundancia proporcional de la i-ésima especie

S = Número total de especies en la muestra o comunidad

Para determinar diferencias significativas entre la diversidad de la zona hozada y la no hozada en cada rodal, se utilizó el método *t* de Hutcheson descrito por Magurran (1989), el cual utiliza un test *t* que permite comparar la diversidad mediante la ecuación [2]:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(Var\, H'_1 + Var\, H'_2)^{1/2}} \qquad [2]$$

También, se calculan los grados de libertad mediante la ecuación [3]:

$$gl = \frac{(Var\ H'_1 + Var\ H'_2)^2}{\frac{(Var\ H'_1)^2}{N_1} + \frac{(Var\ H'_2)^2}{N_2}} \qquad [3]$$

La varianza se estima utilizando la ecuación [4]:

$$Var\ H' = \frac{\sum p_i\ (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \qquad [4]$$

Donde:

H'_1 = El índice de diversidad de la muestra 1

H'_2 = El índice de diversidad de la muestra 2

N_1 = Número total de individuos en la muestra 1

N_2 = Número total de individuos en la muestra 2

Var = Varianza del índice de Shannon

S = Número de especies

P_i = La abundancia proporcional de la i-ésima especie

Los valores obtenidos de *t* fueron comparados con una tabla *t* de Student, basándose en el número de grados de libertad obtenidos y un nivel de significancia ($p < 0{,}05$). La hipótesis nula H_0 (la diversidad entre zonas no presenta diferencias significativas) se rechazó cuando el valor *t* obtenido fue mayor al presentado en la tabla *t* de Student, aceptándose la hipótesis alternativa (la diversidad entre zonas presenta diferencias significativas).

4. RESULTADOS

4.1 Estructura de los rodales R1, R2 y R3

4.1.1 Distribución de diámetros

En el rodal R1, *A. araucana* posee una distribución diamétrica de tipo multicohorte y una distribución del tipo normal para *N. pumilio*, sugiriendo cohortes multietáneos y coetáneos, respectivamente. En este rodal las dos especies presentan mayor frecuencia en las clases diamétricas inferiores (5 a 65 cm de DAP) y sus curvas muestran un hiato (interrupción) con individuos aislados (figura 7).

En el caso del rodal R2, este se caracteriza por estar dominado completamente por *N. pumilio*, observándose una tendencia unimodal, sugiriendo una coetaneidad, donde a partir de los 15 a los 105 cm de DAP se observa una distribución del tipo normal (figura 7).

Para el rodal R3, al igual que en el rodal R1, *A. araucana* posee es una distribución de tamaños representada por una curva exponencial negativa o "j inversa" y una distribución del tipo normal para *N. pumilio*, sugiriendo cohortes multietáneos y coetáneos, respectivamente. Para las dos especies la frecuencia de individuos se concentra en las clases diamétricas inferiores (5 a 75 cm de DAP) (figura 7).

4.1.2 Densidad de individuos y área basal

En el rodal R1, la densidad de individuos fue de 820 árboles ha^{-1}, siendo *N. pumilio* la especie más abundante con 420 árboles ha^{-1} (51 % de la densidad arbórea total). El área basal total del rodal fue 80,81 m^2 ha^{-1}, donde *N. pumilio* es la especie que concentra la mayor proporción de AB con un valor de 65,42 m^2 ha^{-1} (81 % respecto al total de la parcela) (cuadro 3).

Por su parte, rodal R2 presentó una densidad de 440 árboles ha^{-1}. El área basal (AB) total para el rodal fue de 76,81 m^2 ha^{-1} (cuadro 3).

El rodal R3 presentó una densidad de individuos de 810 árboles ha^{-1}, siendo *N. pumilio* la especie más abundante con 440 árboles ha^{-1} (54 % de la densidad arbórea total). El área basal (AB) total del rodal fue de 128,57 m^2 ha^{-1} y *N. pumilio* es la especie que concentra la mayor proporción (59 % respecto al total de la parcela) (cuadro 3).

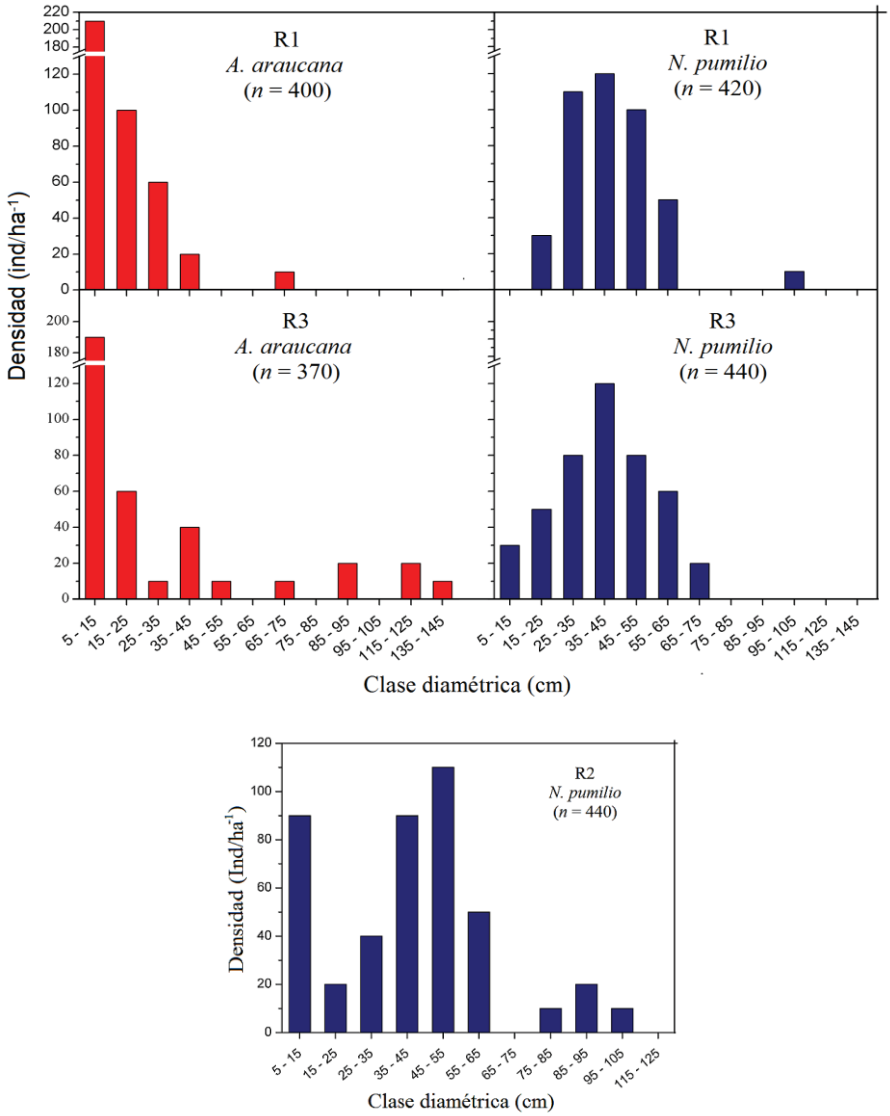


Figura 7. Estructura diamétricas de las especies arbóreas en los rodales R1, R2 y R3.

4.1.3 Clases de copa

En el aspecto fisonómico, la estructura vertical del componente arbóreo del rodal R1 se caracteriza por un estrato dominado por *N. pumilio*, el cual presenta la mayor concentración de individuos en la clase codominante (82 % respecto al total de la clase). Por su parte, *A.* araucana presenta la mayor cantidad de individuos en la clase sumergida (96 % respecto al total de la clase) (figura 8).

En el rodal R2, la estructura vertical de este rodal presenta individuos en cinco estratos sociológicos. La mayor cantidad de individuos se encuentra en la clase codominante (270 árboles ha^{-1}, correspondiente al 79 % del total) (figura 8).

Para el rodal R3, la estructura vertical es multiestratificada, con presencia de individuos en todos los estratos sociológicos. Sin embargo, el dosel principal está dominado por *A. araucana*, quien presenta individuos en la clase emergente y dominante, destacando también la gran cantidad de individuos en la clase suprimida (57 % respecto al total de la clase). Por otra parte, *N. pumilio* presenta una mayor cantidad de individuos en las clases codominantes e intermedio (84 % respecto al total de la clase) (figura 8).

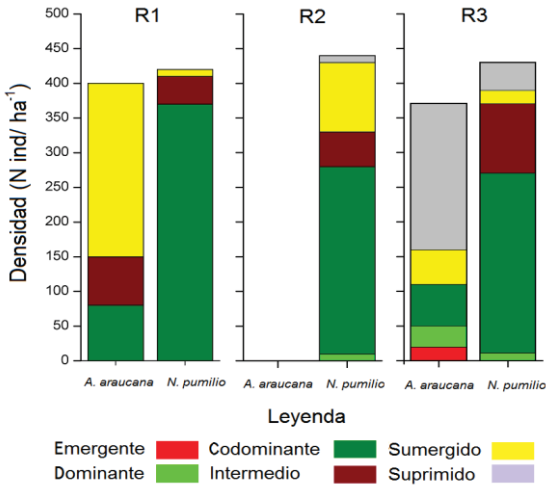


Figura 8. Clases de copa de las especies arbóreas en los rodales de estudio (R1, R2 y R3).

4.1.4 Densidad de plántulas y brinzales

En el rodal R1, la densidad total de brinzales fue de 70 individuos por ha^{-1}, donde *A. araucana* abarcó la totalidad de esta densidad, sin presentarse individuos de *N. pumilio*. En cuanto a la densidad de plántulas, el rodal presentó un total de 22.761 individuos por ha^{-1}, de los cuales *A. araucana* concentra el 11 % (2.425 individuos por ha^{-1}) y *N. pumilio* el 89 % restante (20.336 individuos por ha^{-1}) (cuadro 3).

Para el rodal R2, la densidad total de brinzales fue de 680 individuos por ha^{-1}, donde *N. pumilio* abarcó la totalidad de esta densidad, sin presentarse individuos de *A. araucana*. En cuanto a la densidad de plántulas, el rodal exhibió un total de 23.507 individuos por ha^{-1}, de los cuales *A. araucana* concentra el 1,6 % (373 individuos por ha^{-1}) y *N. pumilio* el 98,4 % restante (23.134 individuos por ha^{-1}) (cuadro 3).

En el rodal R3, la densidad total de brinzales fue de 580 individuos por ha^{-1}, donde *A. araucaria* abarcó el 47 % (270 individuos por ha^{-1}) y *N. pumilio* el 53 % (310 individuos por ha^{-1}). En cuanto a la densidad de plántulas, el rodal presentó un total de 42.351 individuos por ha^{-1}, de los cuales *A. araucana* concentra el 61 % (25.746 individuos por ha^{-1}) y *N. pumilio* el 39 % restante (16.604 individuos por ha^{-1}) (cuadro 3).

4.1.5 Índice de importancia y parcelas dentro de hozaduras

En el rodal R1, la especie de mayor importancia en el sotobosque fue *Adenocaulon chilense* Less. (37,4 IVI), presentándose en el 71 % de las subparcelas con una alta cobertura. En segundo lugar, se presentó *N. pumilio* (31,5 IVI) (anexo 8). Las subparcelas que cayeron sobre hozaduras fueron un total de cinco. La porción de las subparcelas que ocuparon las hozaduras representó una superficie total de 2,4 m^2. Las especies presentes fueron: *A. araucana, A. chilense, N. pumilio, Rubus geoides* J.E. Sm*, Perezia nutans Less., Myoschilos oblongum* Ruiz y Pav. y *Viola reichei* Skottsb. ex Macloskie. La densidad de *A. araucana* fue de 2 individuos por 2,4 m^2 y de *N. pumilio* fue de 7 individuos por 2,4 m^2.

En el rodal R2, la especie de mayor importancia en el sotobosque fue *N. pumilio* (89,1 IVI), presentándose en el 93 % de las subparcelas con una cobertura media del 15 %. En segundo lugar, se presentó *A. chilense* (47 IVI), quien además, se presentó en el 82 % de las subparcelas (anexo 8). Las subparcelas que cayeron sobre hozaduras fueron un total de seis. La porción de las subparcelas que ocuparon las hozaduras representó una superficie total de 3,2 m^2. Las especies presentes fueron: *A. chilense, N. pumilio, P. nutans* y *V. raichei.* La densidad de *N. pumilio* fue de 7 individuos por 3,2 m^2.

En el rodal R3, la especie de mayor importancia en el sotobosque fue *A. araucana* (51 IVI), presentándose en el 79 % de las subparcelas. En segundo lugar, se presentó *Maytenus disticha (Hook. f.)* (27,4 IVI) (anexo 8). Las subparcelas que cayeron sobre hozaduras fueron un total de seis. Estas hozaduras representaron una superficie total de 2,6 m^2. Las especies presentes fueron: *A. araucana, A. chilense, Lycopodium magellanicum ((P. Beauv.) Sw.), M. disticha, N. pumilio, R. geoides, Perezia sp, M. oblongum* y *V. raichei.* La densidad de *A. araucana* fue de 4 individuos por 2,6 m^2 y de *N. pumilio* fue de 2 individuos por 2,6 m^2.

Cuadro 3. Densidad de individuos arbóreos, área basal, densidad de plántulas y brinzales de especies arbóreas en los rodales estudiados (R1, R2 y R3). En paréntesis se indica el porcentaje (%) que presentó cada atributo según el total en cada rodal.

Especie	Atributo	Rodal		
		R1	R2	R3
A. araucana	Individuos arbóreos (N/ha^{-1})	400 (49)	0	370 (46)
	Área basal (m^2 ha^{-1})	15,39 (19)	0	65,66 (51)
	Plántulas (N/ha^{-1})	2.425 (11)	373 (1,6)	25.746 (61)
	Brinzales (N/ha^{-1})	70 (100)	0	270 (47)
N. pumilio	Individuos arbóreos (N/ha^{-1})	420 (51)	440 (100)	440 (54)
	Área basal (m^2 ha^{-1})	65,42 (81)	76,81 (100)	62,91 (59)
	Plántulas (N/ha^{-1})	20.336 (89)	23.134 (98,4)	16.604 (39)
	Brinzales (N/ha^{-1})	0	680 (100)	310 (53)
Total	Individuos arbóreos (N/ha^{-1})	820	440	810
	Área basal (m^2 ha^{-1})	80,81	76,81	128,57
	Plántulas (N/ha^{-1})	22.761	23.507	42.351
	Brinzales (N/ha^{-1})	70	680	580

4.2 Número, tamaño y forma de las hozaduras en cada rodal

4.2.1 Número y tamaño

Se registró un total de 54 hozaduras, variando en número y superficie. El rodal R2 presentó el mayor número de hozaduras y la mayor superficie hozada (27 hozaduras y 31,64 m^2, respectivamente), mientras que el rodal R1 el menor número de hozaduras (12 hozaduras) y el rodal R3 la menor superficie hozada (8,34 m^2) (cuadro 4 y anexo 9). El tamaño de las hozaduras varió en el rango de 0,19 m^2 a 3,6 m^2, siendo las hozaduras pequeñas (< 1 m^2) las más frecuentes a nivel general (figura 9). El área total removida para los tres rodales fue de 54,25 m^2 (cuadro 4). Semejante intensidad de hozadura representa el 1,81 % del área total de los rodales estudiados (3000 m^2). Este porcentaje supondría un aumento, si se calculara el suelo que queda "disponible para hozar" al restar la superficie que ocupa cada individuo arbóreo.

Cuadro 4. Número de hozaduras (Nº), superficie hozada (m^2), % hozado en cada rodal y promedio ($\chi \pm$ DE) y tamaño mínimo y máximo (m^2) de las hozaduras en cada rodal.

Rodal	Nº Hozaduras	Superficie hozada (m^2)	% hozado en 1.000 m^2	Superficie promedio $m^2 \pm$ DE	Tamaño min. y max. de hozaduras (m^2)
R1	12	14,27	1,43	1,19 ± 1,10	0,19 - 3,61
R2	27	31,64	3,16	1,17 ± 0,78	0,27 - 3,01
R3	15	8,34	0,83	0,56 ± 0,31	0,20 - 1,18
Total	54	54,25	1,81	1,00 ± 0,80	0,19 – 3,61

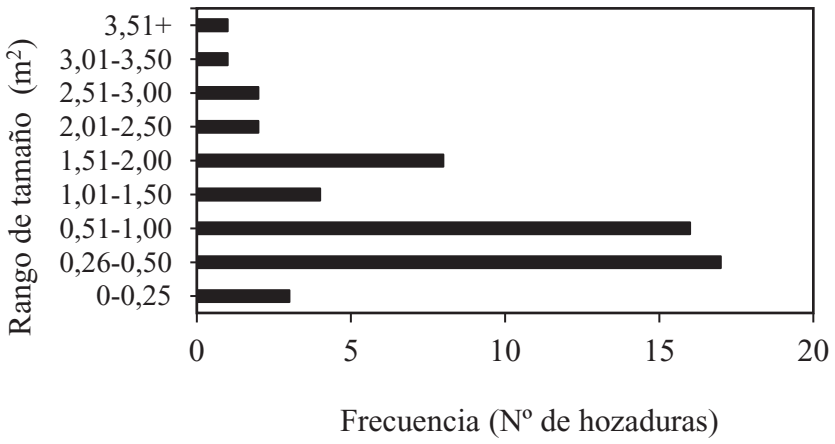


Figura 9. Frecuencia de tamaño de las hozaduras en los rodales de estudio.

4.2.2 Forma y profundidad

En relación a la forma de las hozaduras, se identificaron cuatro tipos morfológicos: las circulares, lineales, digitadas y sinuosas. Las hozaduras más frecuentes son las de formas sinuosas y circulares, las que alcanzan el 76 % del total registrado, además de presentar los mayores valores de superficie media. En cambio, las formas lineales y digitadas solo comprendieron una cuarta parte de la totalidad observada (cuadro 5).

Por otro lado, la profundidad promedio de las hozaduras varía entre 2,1 a 5,2 ± 2,2 cm. En el rodal R1 se encontró las hozaduras menos profundas (2,1 a 2,4 ± 0,8 cm), participando los cuatro tipos morfológicos. En cambio, las mayores profundidades (4,6 ± 1,4 a 5,2 ± 2,2 cm) se encontraron en el rodal R3, participando los tipos morfológicos circular, digitada y sinuosa (cuadro 5).

Cuadro 5. Frecuencias observadas, superficies medias seguidas de su error típico, profundidad promedio y cobertura promedio de hojarasca según cada tipo morfológico de hozadura en cada rodal.

Rodal	Tipo morfológico	Nº de veces observado	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa (%) según total	Superficie media (m^2)	Profundidad promedio (cm)	% promedio de cobertura de hojarasca
R1		2	15		0,39 ± 0,28	2,4 ± 0,8	
R2	Circular	6	46	24	0,80 ± 0,42	4,1 ± 1,4	40 ± 23,4
R3		5	38		0,64 ± 0,33	5,2 ± 2,2	
Total		13	100		0,67 ± 0,37	4,2 ± 1,9	
R1		1	17		0,39	2,2	
R2	Lineal	5	83	11	0,73 ± 0,78	3,6 ± 1,2	35,4 ± 15,2
R3		-	-		-	-	
Total		6	100		0,57 ± 0,28	3,4 ± 1,2	
R1		1	14		0,66	2,1	
R2	Digitada	3	43	13	0,68 ± 0,35	4,3 ± 0,8	40 ± 29,3
R3		3	43		0,44 ± 0,26	4,6 ± 1,9	
Total		7	100		0,68 ± 0,71	4,2 ± 1,4	
R1		8	29		1,55 ± 1,19	2,4 ± 0,5	
R2	Sinuosa	13	46	52	1,63 ± 0,76	4 ± 1,4	46,7 ± 20,3
R3		7	25		0,54 ± 0,34	4,6 ± 1,4	
Total		28	100		1,34 ± 0,93	3,7 ± 1,5	

4.3 Composición y frecuencia de especies vegetales en zonas hozadas y no hozadas

4.3.1 Composición de especies

Dentro de los rodales se registraron un total de 19 especies vegetales pertenecientes a 12 familias. Distribuidas en 2 arbóreas (11 %), 5 arbustivas (26 %) y 12 herbáceas (63 %). La familia con mayor representación fue Asterácea con 5 especies (25 %). Además, 18 de las especies son nativas y solo una es exótica (anexo 10).

4.3.2 Frecuencia de especies

En el cuadro 6, se observa la comparación en frecuencia de solo aquellas especies que estuvieron presentes en los tres rodales en zona hozada y no hozada, y aquellas que no presentaron variación en frecuencia en alguno de los rodales. Por su parte, en el anexo 11 se muestran los valores porcentuales de frecuencia de la totalidad de especies en zona hozada y no hozada de los tres rodales. En relación al cuadro 6, tres especies, *Berberis montana* Gay, *Ranunculus peduncularis* var. Erodiifolius y *Senecio argyreus* Phil no presentaron variación en frecuencia entre zona hozada y no hozada en el rodal R3, R2 y R3, respectivamente. Además, una especie, *M. disticha* presentó una mayor frecuencia en zona hozada. Las demás especies presentaron una mayor frecuencia en zonas no hozadas.

Cuadro 6. Comparación de la frecuencia de especies de especies entre zona hozada (Zh) y no hozada (Znh) en los rodales de estudio (R1, R2 y R3). Ns = No hubo presencia de la especie en el rodal; ↓ = menor frecuencia; ↑ = mayor frecuencia; ---- = igual frecuencia entre zona hozada y no hozada.

Especies	Frecuencia (mayor, menor y neutro)					
	R1 (n = 12)		R2 (n = 27)		R3 (n = 15)	
	H	Nh	H	Nh	H	Nh
Araucana araucana (Mol.) K. Koch	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Adenocaulon chilense Less	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Berberis montana Gay	Ns		Ns		----	
Maytenus disticha (Hook. f.)	↓	↑	↓	↑	↑	↓
Myoschilos oblongum Ruiz y Pav.	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Nothofagus pumilio (Poepp. et Endl.) Krasser	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Perezia nutans Less.	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Ranunculus peduncularis var. erodiifolius	↓	↑	----		Ns	
Rubus geoides J.E. Sm	↓	↑	↓	↑	↓	↑
Senecio argyreus Phil	Ns		Ns		----	
Viola reichei Skottsb. ex Macloskie	↓	↑	↓	↑	↓	↑

4.4 Densidad, cobertura y diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas

4.4.1 Densidad de plántulas arbóreas

La densidad de plántulas arbóreas en zonas hozadas y no hozadas en cada rodal se muestran en la figura 10 y anexo 12. La densidad de plántulas de *A. araucana* y *N. pumilio* fue mayor en las zonas no hozadas de los tres rodales, exceptuando la densidad de *A. araucana* en el rodal R1, la cual fue similar entre zona hozada y no hozada. *A. araucana* solo exhibió diferencias significativas en el rodal R3 (p = 0,023), mientras que los rodales R1 y R2 no mostraron diferencias significativas (p = 0,755 y p = 0,304, respectivamente). Por su parte, *N. pumilio* exhibió diferencias significativas en el rodal R2 (p < 0,001), mientras que los rodales y R1 y R3 no mostraron diferencias significativas (p = 0,101 y p = 0,074, respectivamente) (figura 10 y anexo 12).

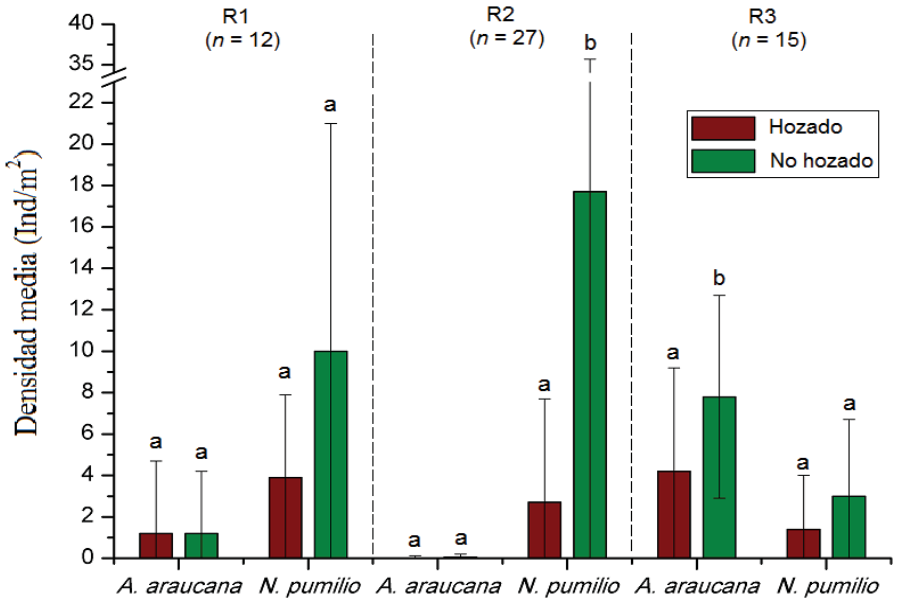


Figura 10. Densidad media (ind/m^2) de plántulas arbóreas en zona hozada y no hozada para cada rodal. Letras diferentes indican que hubo diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney entre zonas.

4.4.2 Cobertura de especies del sotobosque

El porcentaje de cobertura promedio del total de especies del sotobosque entre zona hozada y no hozada de los tres rodales en conjunto se observa en la figura 11. A nivel general, se observa una mayor cobertura de especies en las zonas no hozadas (58 %) que en las zonas hozadas (13 %). Sin embargo, esta diferencia no presentó diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney (p = 0,057) (figura 11).

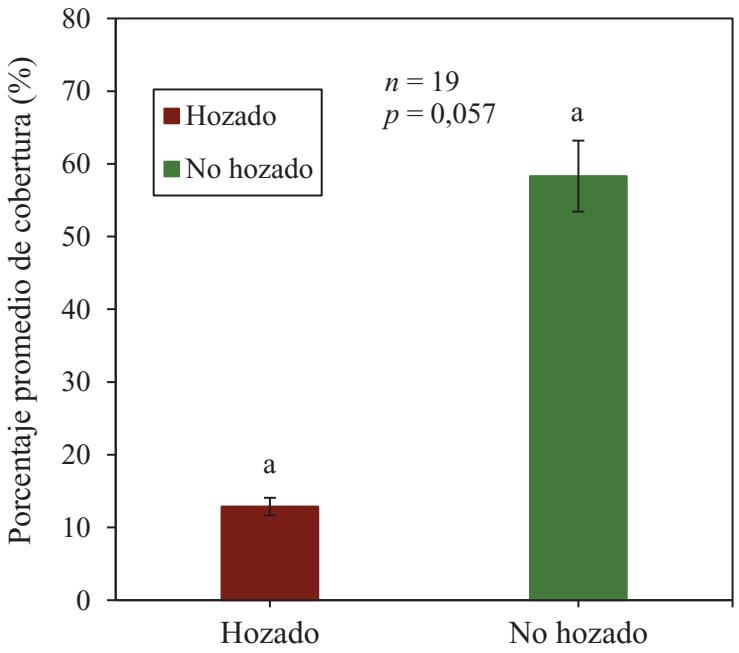


Figura 11. Porcentaje promedio de la cobertura total de especies entre zona hozada y no hozada de los tres rodales de estudio. La letra "a" indica que no se presentaron diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney entre zonas.

A nivel de especies, de la totalidad de especies analizadas (19) se encontraron diferencias significativas en cuanto al porcentaje de cobertura media en 6 especies entre zonas hozadas y no hozadas de los tres rodales (figura 12 y anexo 13). Las especies que presentaron diferencias significativas fueron: *A. araucana* en el rodal R3 ($p < 0{,}01$), *N. pumilio* en el rodal R2 ($p < 0{,}001$), *A. chilense* en el rodal R1 y R2 ($p < 0{,}05$ y $p < 0{,}001$, respectivamente), *P. nutans* en el rodal R1 y R2 ($p < 0{,}05$ y $p < 0{,}001$, respectivamente), *R. geoides* en el rodal R2 ($p < 0{,}01$) y *V. reichei* en el rodal R2 y R3 ($p < 0{,}01$ y $p < 0{,}05$, respectivamente) (figura 12 y anexo 13).

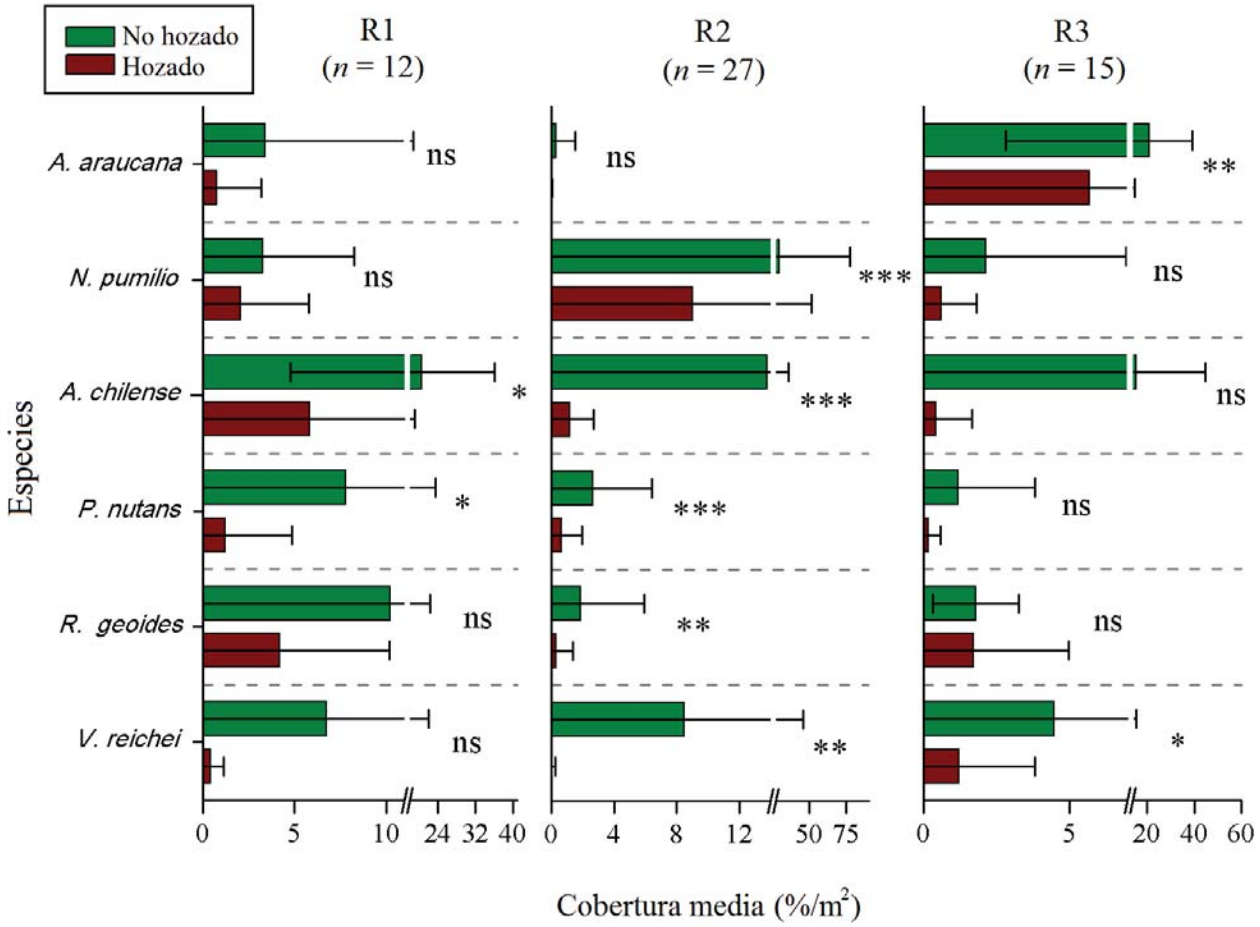


Figura 12. Especies que presentaron diferencias significativas en cuanto a su cobertura media (%/m^2) entre zona hozada y no hozada en los rodales de estudio (R1, R2 y R3). Se indican las diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney; ns = no significativa, *p < 0,05, **p < 0,01, ***p < 0,001).

4.4.3 Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad de especies, se encontraron diferencias significativas mediante el método t de Hutcheson entre zona hozada y no hozada en el rodal R1 y R2 (t= -4,42, $g.l.$= 136, p< 0,05; t=-3,55, $g.l.$= 143, p< 0,05, respectivamente). Los valores del índice de Shannon en estos rodales fueron para el rodal R1: H'_H = 1,89 y H'_{Nh} = 2,32; para el rodal R2: H'_H = 1,52 y H'_{Nh} = 1,91 (cuadro 7). La diversidad del rodal R3 fue mayor que los demás rodales, donde el índice de Shannon (H´) tomo valores de 2,45 para la zona hozada (H) y 2,47 para la zona no hozada (Nh). Sin embargo, el análisis estadístico en este rodal no mostró diferencias significativas (t=-0,35; $g.l.$= 231; p< 0,05) (cuadro 7).

Cuadro 7. Índice de diversidad de Shannon a nivel de rodal entre zonas hozadas (H) y no hozadas (Nh), y diferencias significativas (p< 0,05) mediante el método t de Hutcheson. t = Valor t obtenido mediante la ecuación de Hutcheson; g.l. = Grados de libertad; *existen diferencias significativas entre zonas; ^{ns} no existen diferencias significativas entre zonas.

Rodal	Índice de Shannon (H`)		Método t Hutcheson	
	H	Nh	t	gl
R1*	1,89	2,32	-4,42	135,92
R2*	1,52	1,91	-3,55	143,22
R3^{ns}	2,45	2,47	-0,35	231,39

4.4.4 Resumen de resultados

A modo de resumen, en el cuadro 8 se puede observar la comparación de los resultados obtenidos para los tres rodales, donde se destaca que en el caso de la densidad y cobertura media, y en la diversidad de especies los valores en la zona no hozada (Nh) de estas variables son mayores para los tres rodales.

Cuadro 8. Número de individuos arbóreos adultos por hectárea N (ind/ha^{-1}) y área basal total para cada rodal AB (m2/ha^{-1}), número de hozaduras (N Hoza.) y superficie hozada en cada rodal (m^2 Hozado), densidad media total de plántulas arbóreas (indv/m^2), cobertura media total (%/m^2) y diversidad de Shannon para cada rodal.

Rodal	N (ind/ha^{-1})	AB (m^2/ha^{-1})	N Hoza.	m^2 Hozado	Densidad media (indv/m^2)		Cobertura media %/m^2		Diversidad (Shannon)	
					H	Nh	H	Nh	H	Nh
R1	820	80,81	12	14,27	2,5±3,9	5,6±8,8	0,7±3,3	3,0±8,9	1,89	2,32
R2	440	76,81	27	31,64	1,4±3,9	8,9±15,3	0,6±2,6	2,7±10,1	1,52	1,91
R3	810	128,57	15	8,34	2,8±4,1	5,4±4,9	0,5±9,3	2,7±15,6	2,45	2,47

5. DISCUSIÓN

5.1 Estructura de los rodales

La estructura que presentan los bosques de Araucaria-Lenga en Nasampulli es producto de procesos naturales que tienen relación directa con el fuego e incendios de tipo catastróficos (Palma, 2013). Además, al igual que la mayoría de los bosques nativos en Chile, estos presentan algún grado de intervención antrópica, ya sea por incendios y/o floreos los cuales han definido su estructura. En el caso de Nasampulli, esta fue un antiguo predio forestal donde en los años 1988 y 1989 se extrajo entre un 25 a 40 % del área basal de los bosques donde crece *A. araucana* en asociación con otras especies (Cruz y Lara, 2010). Otros factores también influirían en la estructura que presentan estos bosques, tales como el viento, la nieve, muerte por senescencia, insectos, dinámica de claros, etc.

Ya que la presencia del jabalí en la zona de Nasampulli es reciente, 15 a 30 años, de acuerdo a los habitantes de la zona, coincidiendo con la instalación de un coto de caza en el área en el año 2003 (Cruz y Lara, 2010). Por ello, los efectos que habría producido el jabalí a través de las hozaduras en los bosques de Araucaria-Lenga desde esa época hasta hoy en día solo se limitarían a la composición del sotobosque, al establecimiento de plántulas y brinzales y no a la estructura diamétrica y dasométrica de los individuos adultos, debido a que este tipo de bosque en sectores de Nasampulli posee una distribución de edad que se concentra en mayor frecuencia entre los 50 a 200 años (Palma, 2013). Por consiguiente, en los párrafos subsiguientes se discutirá el efecto de las hozaduras del jabalí sobre el sotobosque.

5.2 Número, tamaño, forma y profundidad de hozaduras

5.2.1 Número de hozaduras

En este estudio, el número de hozaduras varió entre 12 y 27 con un total de 54 hozaduras en una superficie de 3000 m^2 en la estación de verano. En países donde el jabalí es nativo como España, Puigdefábregas (1981) encontró un total de 88 hozaduras en una superficie de 2500 m^2 en un bosque de *Pinus sylvestris* durante un año de muestreo. En tanto en Suecia, Welander (2000) encontró un total de 4603 hozaduras entre los años 1992 a 1995, en una superficie de 226 hectáreas. Por su parte, Pastene (2014) en la Reserva Nasampulli encontró un total de 203 hozaduras en 75 km recorridos en los senderos

de Nasampulli y abarcando los diferentes tipos forestales presentes en ella en la estación de verano. Estos estudios manifiestan que el número de hozaduras o la actividad hozadura del jabalí puede variar ya sea en el tiempo como en el espacio (Herrero *et al*., 2007). También, el número de hozaduras variará dependiendo de la disponibilidad trófica, el tipo de vegetación o cobertura de sotobosque, la densidad de individuos que hozan, la estación del año en la cual se muestree y el tipo de suelo o la humedad de este (Puigdefábregas 1981, Hone 1988, Welander 2000, Herrero *et al*. 2007, Cuevas, 2012). En el caso nuestro, las siguientes variables probablemente no influirían en la variación del número de hozaduras que presentaron los rodales de estudio: la estación en la cual se muestreo, ya que fue en verano en los tres rodales y variables ambientales como la temperatura, precipitaciones, tipo de suelo, etc. ya que es posible asumir que son iguales en los tres rodales. Por lo tanto, esta variación podría explicarse por tres factores que posiblemente actuarían de forma conjunta: la preferencia del jabalí de alimentarse en hábitats abiertas como lo señala Sanguinetti y Kitzberger (2004) en Argentina para bosques mixtos de *A. araucana* y *Nothofagus sp.,* la disponibilidad trófica que presentaría cada rodal y la preferencia del jabalí de alimentarse por determinadas especies.

5.2.2 Tamaño, forma, profundidad y porcentaje de hojarasca de las hozaduras

En este estudio, se utilizó un método que permitió cuantificar la forma y tamaño de una hozadura en el suelo. Esto último fue posible gracias al tamaño de las hozaduras encontradas en Nasampulli, las cuales variaron en un rango de 0,19 m^2 a 3,6 m^2 (figura 9 y cuadro 4). No obstante, diferentes estudios señalan que las hozaduras pueden presentar tamaños variables entre decenas de centímetros hasta hectáreas (Welander 2000, Sierra 2001, Cuevas 2012, Haaverstad *et al*. 2014, Sandom *et al*. 2013, Hegel y Marini 2013). Por lo cual, en estudios a mayor escala y donde las zonas hozadas representen superficies de decenas a cientos de metros cuadrados, esta sería una de las principales limitaciones del método. En tales casos, la metodología empleada debiese seguir a lo propuesto por otros autores (Welander 2000, Hegel y Marini 2013, Sandom *et al*. 2013, Fagiani *et al*. 2014, entre otros). En casos contrarios, donde el tamaño de las hozaduras fuera similar a nuestro estudio, y el objetivo fuese estimar el área y/o forma de superficies, el método podría constituir una buena técnica para aquello, no sin antes realizar estudios para su validación.

Los resultados de este estudio muestran que las hozaduras presentan tamaños variables entre los 0,19 m^2 a 3,6 m^2 (figura 9). Esta variación en tamaño es corroborado por varios autores (Puigdefábregas 1981, Welander 2000, Mayer 2009, Sandom *et al*. 2013, Haaverstad *et al*. 2014, Pastene 2014). En este

estudio las hozaduras pequeñas fueron las más frecuentes (<2 m^2), resultado consistente con lo encontrado por Pastene (2014) en Nasampulli utilizando otro método, quien señala que las hozaduras con tamaños < 3m^2 son las más frecuentes abarcando el 89 % de las hozaduras encontradas (*n*=203). Estos resultados además son consistentes con lo reportado por Welander (2000) en Suecia, tanto en ambientes boscosos como en praderas, donde el Jabalí es nativo. A la vez, señala que hay una relación inversa entre la superficie hozada y el tamaño que presentan las hozaduras, es decir en áreas extensamente perturbadas es frecuente encontrar hozaduras de tamaño pequeño (Bueno, 2011). Una explicación al tamaño que presentan las hozaduras puede ser lo propuesto por Welander (2000), quien señala que las hozaduras más pequeñas pueden interpretarse como la búsqueda de alimento o la presencia de alimento de forma aislada, mientras que las más grandes como la localización del alimento o la presencia de alimento en forma más abundante.

Al igual que los tamaños, las formas y profundidades de las hozaduras son bastante variables (Puigdefábregas 1981, Mayer 2009, Pastene 2014). Massei y Genov (2004), señalan que las hozaduras presentan una profundidad promedio de 5 a 15 cm. En nuestro caso los valores encontrados estuvieron entre los 1,6 y 8,8 cm, esto debido posiblemente a que las hozaduras no eran recientes y presentaban acumulamiento de hojarasca con el tiempo. Además, las hozaduras sinuosas fueron las más abundantes en los tres rodales, similar a lo reportado por Puigdefábregas (1981) en verano, en ambientes boscosos dominados por *Pinus sylvestris* en España. Este mismo autor señala que las hozaduras más pequeñas y de formas sencillas, circulares y lineales, podrían interpretarse como un efecto de la intervención de los animales jóvenes debido que fueron más frecuentes en otoño-invierno. Por el contrario, las hozaduras más grandes y de formas más complejas podrían interpretarse como un efecto de la intervención de los animales adultos, debido a que poseen una mayor potencia muscular y porque los partos en España ocurren en primavera y estas fueron encontradas en mayor frecuencia en verano, en consecuencia, en esa época la actividad hozadora es atribuible a individuos mayores a 1 año. Por su parte, Mayer (2009) señala que los individuos adultos tienden a hozar sistemáticamente en patrones regulares y parches profundos; los subadultos más superficialmente y en patrones irregulares; y los juveniles en manchas poco profundas y de forma errática y azarosa. Teniendo en cuenta esto, se podría inferir lo siguiente: las hozaduras de mayor superficie son realizadas posiblemente por animales adultos, correspondiendo en nuestro caso a las hozaduras sinuosas. Esto, debido a que estas fueron las de mayor superficie removida. Sin embargo, las hozaduras sinuosas no fueron las más profundas. Esto último puede deberse a que son hozaduras más bien antiguas (mayores a 1 año) debido al acumulamiento de hojarasca con el tiempo (Welander, 2000).

Las hozaduras más pequeñas, en nuestro caso lineales, pueden corresponder a animales jóvenes los cuales no poseen la capacidad muscular para realizar grandes hoyos en el suelo, tienden a hozar en manchas poco profundas. Esto es coincidente con lo mencionado anteriormente respecto a las hozaduras poco profundas y pequeñas en verano realizadas por los jabalíes juveniles nacidos durante la temporada invernal anterior. Coincidiendo además con la menor cobertura de hojarasca en las hozaduras que probablemente se deba a que son más recientes. Por último, las hozaduras circulares y digitadas pueden corresponder a animales subadultos debido a que presentaron mayor superficie removida que las lineales y menor que las sinuosas. Sin embargo, estas fueron las más profundas, pero las segundas en cuanto al porcentaje de hojarasca, por lo cual, más recientes que las sinuosas, explicando así su mayor profundidad media. A pesar de esto, estas deducciones están limitadas a la poca superficie muestral, a la variabilidad en cuanto al tamaño y profundidad dentro de cada tipo morfológico de hozadura en cada rodal y la no determinación de su edad, debido a que este último factor podría influir en las profundidades de cada hozadura (acumulamiento de hojarasca con el tiempo).

5.2.3 Superficie hozada y preferencia por microambientes

En este estudio, el área hozada estuvo entre el 0,83 y 3,16 % de la superficie estudiada. En países donde el jabalí es nativo como España, se reporta que el 5,17% del suelo estudiado estuvo hozado (Puigdefábregas, 1981), en cambio en Suecia, entre el 0 y 42 % (Welander, 2000). Mientras en países invadidos por el jabalí como Australia, entre el 2,2 al 3,6 % (Hone, 1988) y en Costa Rica entre el 11 al 19 % (Sierra, 2001). Los estudios antes mencionados incluyen variaciones anuales, estacionales o ambientales que no han sido evaluadas en este estudio. Estas variaciones son importantes, pues evidencian que la gran variabilidad en la superficie hozada depende del comportamiento de forrajeo de los jabalíes, las cuales a su vez, dependen de la disponibilidad y abundancia de alimento, de variables ambientales como la temperatura, precipitaciones, humedad, altitud, tipo de vegetación (Puigdefábregas 1981, Hone 1988, Welander 2000, Cuevas 2012, Sandom *et al*. 2013), antrópicas como la distancia a establecimientos humanos o caminos (Cuevas, 2012) o de la densidad poblacional, ya que está correlacionada positivamente con la superficie hozada (Andersson y Stone 1993, Sandom *et al*. 2013). Debido a que en la zona de estudio no hay investigaciones respecto a lo señalado, sería importante realizar estudios que evalúen estas variables. Sin embargo, se puede asumir que el jabalí haría mayor uso de los bosques de Araucaria-Lenga en Nasampulli desde la mitad de la primavera a principios de otoño, encontrándose los máximos en superficie hozada en este periodo. Esto, debido a que la actividad

hozadora está correlacionada con la disponibilidad trófica (Massei y Genov, 1995), la cual en la parte alta de Nasampulli está disponible en mayor abundancia en estos meses. En invierno el suelo se congela, esto sumado a la nieve que supera los 2 metros en algunas partes de Nasampulli (Cruz y Lara, 2010) y más aún en la parte alta, haría que los jabalíes en tales condiciones se desplazasen a zonas de menor altitud donde encontrarían áreas más favorables en términos de refugio y alimento como lo señalan estudios en otros lugares (Herrero *et al*. 2007, Hu *et al*. 2011). Además, variables ambientales como la altitud, temperatura, precipitaciones o antrópicas y la densidad poblacional no influirían en la variabilidad de superficie hozada debido a que es posible asumir que son similares en los tres rodales, por lo cual, al igual que lo señalado en la variación del número de hozaduras, la disponibilidad y abundancia de alimento y la preferencia por determinadas especies sería la causa de la variación de superficie hozada encontrada en los rodales de estudio.

Por otra parte, en terreno se pudo observar que la actividad del jabalí presenta un factor de diferenciación espacial. Es decir, las hozaduras no se reparten homogéneamente en el suelo como se observa en el anexo 9, sugiriendo la preferencia de ciertos microambientes para hozar o la preferencia de transitar por determinados senderos de manera repetitiva año tras año (Puigdefábregas, 1981). Como muestran nuestros datos, la mayor superficie hozada se encontró en el rodal R1 y R2, los cuales fueron rodales no tan densos en cuanto a la densidad arbórea, como en el caso del rodal R3. Además, en los tres rodales en el sotobosque se encontraron las especies *V. raichei* y *A. chilense*, las cuales han sido reportadas por Castro y Skewes (2013) como las especies cercanas más frecuentes a las hozaduras en un estudio realizado en la Nasampulli. También, si bien en el rodal R1 y R2 *A. araucana* no fue tan abundante y dominaron otras especies, en el rodal R3 *A. araucana* presentó el mayor índice de importancia en el sotobosque. Sanguinetti y Kitzberger (2004) señalan que en Argentina en un mixto de *A. araucana* y *Nothofagus sp*. el jabalí utiliza microhábitats abiertas y más accesibles (suelo con hojarasca y subarbustos) para depredar semillas de *A. araucana*. De igual forma, Pescador *et al*. (2009) señalan que en el norte de Argentina, el jabalí prefiere bosques de Araucaria-Nothofagus y zonas de matorral para alimentarse. Debido a esto, sería importante determinar con estudios a largo plazo y más extensos en cuanto a la superficie muestreada, cuáles son las causas de esta preferencia en Nasampulli y cuantificar la frecuencia en la cual ocurren las perturbaciones, pues se ha documentado que el jabalí recurrentemente vuelve a hozar en los mismos lugares año tras año (Puigdefábregas 1981, Welander 2000, Sierra 2001). Lo cual, podría afectaría el reclutamiento de plántulas y a largo plazo posiblemente la composición y estructura del bosque.

5.3 Densidad, cobertura y diversidad de especies en zonas hozadas y no hozadas del sotobosque

5.3.1 Densidad de plántulas y cobertura de especies arbóreas

En varias partes del sureste de Estados Unidos, el principal daño que realizan los jabalíes en cultivos comerciales de madera es la depredación de varias especies de plántulas de Pino (*Pinus sp*), donde estas son removidas del suelo con el objetivo de consumir el rizoma y la parte inferior del tallo de las especies (Ditchkoff y Mayer, 2009). De igual forma, en los ecosistemas dominados por roble en la costa norte y central de California, Sweitzer & Vuren (2002) señalan que por efecto de las hozaduras, la regeneración y la supervivencia de bellotas se ve reducida significativamente. En nuestro país, no hay estudios que señalen el consumo directo de plántulas de *A. araucana* y *N. pumilio* por parte del jabalí, sino que esté más bien genera un daño a estas especies como consecuencia de su hábito de alimentación y que por consecuencia, la densidad y cobertura se ve disminuida. Se ha descrito que los herbívoros producen fuertes impactos en los bosques de *Nothofagus*, ya que son especies palatables (Somlo y Cohen, 1997), en el caso del jabalí, lo más cercano es lo señalado por Skewes (2007), donde los resultados muestran que la especie *Nothogfagus dombeyi* estuvo presente en el 50 % (n=20) de las muestras estomacales analizadas del jabalí. Sin embargo, este autor concluye que esta especie no debiese considerarse como parte de su dieta, sino más bien como acompañantes accidentales resultantes de la actividad de remoción edáfica del jabalí, debido a que las muestras correspondían a hojarasca presente en el suelo. De igual forma, en la Patagonia Argentina, Sanguinetti y Kitzberger (2010) señalan que a pesar de que hay un consumo de semillas de *A. araucana*, los jabalíes no comen o dañan las plántulas de esta especie. Por lo cual, podemos inferir que la disminución en la densidad y cobertura de estas especies no es a causa de su consumo directo.

Los resultados permiten apoyar la hipótesis planteada, donde a causa de las hozaduras de jabalí, la cobertura y densidad de plántulas de *A. araucana* y *N. pumilio* se ve disminuida en los tres rodales a excepción de la densidad de plántulas de *A. araucana* en el rodal R1 (anexo 11). Además, esta disminución fue significativa en los rodales R2 y R3 (figura 10 y anexo 11) donde cada especie fue más abundante en el sotobosque (anexo 8). Esta disminución en la densidad y cobertura podría explicarse debido a: 1) la acción mecánica que realiza a la hora de hozar el jabalí consumiendo especies que están dentro de su dieta y al mismo tiempo, en la búsqueda de alimento, va removiendo especies que no son consumidas, dejando sus raíces expuestas, las que terminan por secarse y morir (Cuevas, 2012), siendo esto observado en la zona de estudio para las dos especies y especialmente en *A. araucana* (anexo 1). Lo

mencionado es contrario a lo señalado por Sanguinetti y Kitzberger (2010) en Argentina, quienes indican que los jabalíes no dañan y remueven las plántulas de *A. araucana*. Cabe destacar que esta actividad fue observada sólo en tres hozaduras y las plántulas no superaban los 15 cm. Por tanto, no es posible generalizar estas deducciones. La segunda explicación de la disminución en densidad y cobertura puede deberse a 2) la acción de forrajeo de semillas de *A. araucana.* Sanguinetti y Kitzberger (2010) han reportado el consumo de semillas de *A. araucana* en la Patagonia Argentina, siendo también observado en la zona de estudio (anexo 1). Estos autores señalan que los jabalíes consumen más del 30 % de las semillas caídas en el suelo. Además, señalan que el consumo de semillas de esta especie limitaría su número disponible para la germinación durante años inter-masting, pero no durante los eventos masting, debido a que la floración masiva permitiría garantizar que un umbral sobreviva. Por lo tanto, el jabalí estaría afectando la supervivencia de semillas y el establecimiento de plántulas a nivel individual, sin haber un efecto negativo en el establecimiento de las plántulas a nivel poblacional. Teniendo en cuenta esto, sería importante realizar por ejemplo estudios que evalúen el consumo de semillas de *A. araucana* en el área de estudio por parte del jabalí para determinar si hay efecto en el establecimiento de plántulas a largo plazo.

5.3.2 Cobertura de especies pertenecientes al sotobosque

Como se señaló en el párrafo anterior, el jabalí estaría consumiendo posiblemente especies acompañantes de *A. araucana* y *N. pumilio* y semillas de la primera, provocando en este caso, la disminución de la cobertura de algunas especies pertenecientes al sotobosque, lo cual es consistente con la hipótesis planteada acerca de que las hozaduras disminuyen la cobertura de las especies del sotobosque. Los resultados muestran que a nivel general hay una marcada disminución de la cobertura total de especies entre zona hozada y no hozada, pero esta diferencia no es significativa (figura 11). Wirthner *et al*. (2012) en Suiza, evalúan el efecto del jabalí en el tiempo y señalan que la cobertura total de especies es menor en las zonas hozadas en el tiempo t0, es decir la primera medición que realizan. Cuevas (2012) en Argentina, también señalan que a corto plazo, es decir posterior a la perturbación, la cobertura de gramíneas perennes, arbustos y herbáceas anuales se ve afectada negativamente. Asimismo, Bratton (1974) y (1975) señalan que en Estados unidos, en bosques de *Fagus grantifolia* la cobertura total de plantas se ve reducida por efecto del jabalí, removiendo las especies gramíneas y herbáceas del sotobosque. Sin embargo, también se ha documentado que a largo plazo la cobertura de especies en aquellas zonas perturbadas por el jabalí pueden ser mayor que en las zonas no hozadas (Wirthner *et al*. 2012, Cushman *et al*. 2004).

A nivel de especie, los datos muestran que la mayoría de ellas presentan menor cobertura en las zonas hozadas y hubo algunas que solo estaban presentes en las zonas no hozadas (anexo 12), lo que es atribuible quizás a la baja frecuencia que presentaron estas especies en los rodales (cuadro 6) conjuntamente a la remoción de estas por las hozaduras. También, 4 especies herbáceas se vieron significativamente afectadas por las hozaduras del jabalí, disminuyendo su cobertura, una con forma de vida criptófita (*R. geoides*), las cuales son aquellas que poseen estructura subterránea (bulbo, rizoma, tubérculo, etc) que sobrevive en las épocas desfavorables en espera de condiciones más benignas, y tres con forma de vida hemicriptófita *(A. chilense, V. reichei* y *P. nutans*), las cuales son aquellas en que la parte aérea muere en invierno y las yemas de renuevo se mantienen en la superficie del suelo. Como se señaló anteriormente, la posible causa de aquello es el consumo de alguna de estas especies y/o la acción mecánica que realiza el jabalí al hozar. Se ha documentado la preferencia del jabalí por el consumo mayoritariamente vegetal en ambientes boscosos (Wood y Roark 1980, Howe *et al*. 1981, Genov 1981), pero en nuestro país son poco los estudios de su dieta y ninguna de estas especies ha sido reportada en la dieta del jabalí en Chile (Skewes, 2007). Pese a esto, podemos señalar algunos ejemplos en otros países del consumo de especies pertenecientes a las diferentes familias que se vieron afectadas en el presente estudio. Por ejemplo, en el caso de especies de la familia *Asteraceae* y *Rosaceae* varios autores señalan el consumo de sus hojas, tallos, semillas y frutos (Howe *et al*. 1981, Baber y Coblentz 1987, Scott y Pelton 1975) y el consumo de frutos, tallos y raíces del género *Rubus* (Ditchkoff y Mayer 2009, Hernández *et al*. 2017). Además, Castro y Skewes (2013) y Pastene (2014) han reportado que en el área de estudio la hierba perenne *Adenocaulon chilense* es aparentemente consumida, ya que en un 24,1 % de los casos (n=201), esta especie estaba desenterrada y con raíces mordidas. También, en Polonia (Sondej y Kwiatrowska-Faliznska, 2017) y Estados unidos (Scott, 1973), se ha reportado el consumo de especies del género *Viola* s*p*. y Castro y Skewes (2013) han reportado que en el área de estudio la especie *Viola raichei* tuvo un 57,6 % (n=201) de presencia en zonas aledañas a las hozaduras de jabalí. Esto explicaría las diferencias significativas en la cobertura que presentaron las especies nombradas en los rodales R2 y R3 y la menor cobertura que presentaron a nivel general las especies en los tres rodales. A esto también se le suma el consumo de semillas de *A. araucana* lo cual en conjunto podrían explicar dichas disminuciones. Sin embargo, no se puede señalar el consumo directo de alguna de las especies sin antes realizar estudios sobre la dieta de este animal.

5.3.3 Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad, los datos muestran que también se vio afectada por efecto de las hozaduras de jabalí, ya que fue mayor en las zonas no afectadas por el suido, siendo significativamente diferente en los rodales R1 y R2 (cuadro 7), y confirmando la hipótesis planteada al inicio de este estudio. En Malasia, donde el jabalí es nativo se ha encontrado que en zonas excluidas de este suido la diversidad y densidad de especies vegetales del sotobosque es mayor (Ickes *et al*., 2001). De igual forma, en países donde el jabalí es introducido, se señala un efecto en la diversidad de especies a causa de la actividad hozadura de este animal (Bratton 1974, Hone 2002, Tierney y Cushman 2006, Siemann *et al*. 2009, Bueno 2011). En nuestro caso, la disminución en diversidad en las zonas perturbadas de los rodales R1 y R2 podría explicarse debido a que el jabalí reduce la riqueza y abundancia/cobertura de especies al removerlas y/o consumirlas en el acto de hozar (Tierney y Cushman 2006, Siemann *et al*. 2009). Además, Hone (2002) señala que la relación entre la riqueza de especies y la superficie hozada presenta una curva negativa, es decir, a medida que aumenta la superficie hozada disminuye la riqueza. Estos dos rodales presentaron mayor superficie hozada y al realizar los cálculos de diversidad la mayoría de las especies en las zonas hozadas presentaron una menor riqueza y abundancia. En el caso del rodal R3, esta diferencia no fue tan notoria viéndose reflejado en los resultados del índice de Shannon.

En sentido contrario, en los años subsiguientes a las perturbaciones del jabalí, se ha documentado un incremento de la diversidad de especies (Welander 2000, Cushman *et al*. 2004, Tierney y Cushman 2006). Esto es explicado debido a que perturbaciones de nivel “medio” podrían maximizan la diversidad de especies temporalmente (Bueno, 2011). Es por esto, que sería interesante y necesario realizar estudios a largo plazo donde se evalúe el efecto del jabalí en la diversidad de especies para determinar el impacto real de esta especie.

6. CONCLUSIONES

- Las hozaduras disminuyen la densidad y cobertura de plántulas de *A. araucana* y *N. pumilio*. Esta disminución fue significativa en un sotobosque dominado por *N. pumilio* (rodal R2) y otro por *A. araucana* (rodal R3).

- Las hozaduras disminuyen la cobertura total de especies del sotobosque. Sin embargo, esta disminución no es significativa. A nivel de especie, las hozaduras afectan significativamente la cobertura de 4 especies herbáceas, una con forma de vida criptófita (*R. geoides*) y tres con forma de vida hemicriptófita *(A. chilense, V. reichei* y *P. nutans*).

- Las hozaduras también disminuyen la diversidad de especies del sotobosque, siendo significativa en un sotobosque dominado por *A. chilense* (rodal R1) y en otro dominado por *N. pumilio* (rodal R2).

- El número de hozaduras es variable en función de la composición del sotobosque, siendo el rodal dominado por *N. pumilio* en el sotobosque el que presentó la mayor cantidad de hozaduras.

- Las hozaduras pequeñas (< 2 m^2) fueron las más frecuentes en los tres rodales y la totalidad de hozaduras afectan una superficie entre el 0,83 y 3,16 % del área estudiada.

- Las hozaduras con formas sinuosas son las más frecuentes y las que mayor superficie abarcan. Por su parte, las profundidades de las hozaduras no fueron mayores a 9 cm.

- El método empleado, que permitió cuantificar la forma y tamaño de las hozaduras sirve para hozaduras con dimensiones menores a 4 m^2.

7. RECOMENDACIONES

La mayoría de los estudios que evalúan el efecto del jabalí en la riqueza o densidad, abundancia o cobertura y diversidad de especies, se basan en una metodología de experimentos de exclusión a lo largo del tiempo (Welander, 2000; Ickes *et al*., 2001; Siemann *et al*., 2009; Bueno, 2011; Cuevas, 2012; Wirthner *et al*., 2012). Estos consisten de forma resumida en determinar las zonas que son perturbadas por el jabalí, establecer clausuras pares permanentes de superficie variable (2 m^2, 1.000 m^2, etc.) con una zona perturbada y otra no perturbada (control) y por último, cuantificar como diferentes variables (cobertura, riqueza, diversidad, propiedades del suelo, etc.) varían a lo largo del tiempo (6 meses, 2 años, 4 años, etc.), estaciones (otoño, invierno, primavera, verano) y/o vegetación (tipos forestales, tipos de vegetación, etc.) permitiendo entre otras cosas, identificar cómo se recupera la vegetación en las zonas perturbadas por el jabalí si este fuera excluido. Esto último, sería importante de evaluar, ya que la distribución fragmentada que presentan las hozaduras, donde algunas zonas son frecuentemente perturbadas mientras que otras apenas sufren perturbación alguna (Puigdefábregas, 1981; Sierra, 2001; Herrero *et al*., 2007), permitiría en aquellas zonas no perturbadas actuar como reservorios de la flora, proporcionando el inicio de la recolonización vegetal. Con esto, se podría determinar cuáles son esas especies, y determinar cómo cambia la diversidad, cobertura y densidad de especies en aquellas zonas perturbadas por el jabalí.

El presente estudio no consideró estos factores debido a limitaciones de presupuesto, tiempo y por representar una tesis de pregrado que buscaba aproximarse al impacto real del jabalí, permitiendo cuantificar el impacto a corto plazo. Sin embargo, si se pretende identificar el impacto real de esta especie es requerido realizar estudios a largo plazo utilizando metodologías que permitan aquello. Por ejemplo, Barrios-Garcia *et al*. (2014) realizan un experimento de exclusión de 3 años en el parque nacional Nahuel Huapi, Argentina, donde estudiaron el impacto de las hozaduras del jabalí sobre la vegetación y las propiedades del suelo. La metodología empleada consistió en establecer en tres ambientes parcelas circulares de 11 m^2 (unidades experimentales de exclusión), cuatro parcelas abiertas del mismo tamaño donde el jabalí podía hozar y una manipulación experimental del suelo en la parcela excluida. Para cuantificar el efecto en la vegetación, en los tres tratamientos mediante subparcelas de 0,5 x 0,5 m, se cuantificó la biomasa de plantas y se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de las especies. Esta metodología permitió obtener resultados que mostraron que las hozaduras del jabalí redujeron el 60 % de la biomasa de las plantas y redujeron significativamente la cobertura de hierbas, pastos y arbustos.

Por otro lado, luego de realizar esta tesis surgen diferentes ideas y preguntas que permitirán entender y cuantificar de forma más completa el impacto del jabalí en los bosques de Araucaria-Lenga. Entre ellas se encuentran:

- Si hay una disminución a corto plazo, es decir posterior a la perturbación, en la densidad, cobertura y diversidad de algunas especies del sotobosque ¿Qué pasa con estas variables si se excluyera el jabalí de los bosques de Araucaria-Lenga en la Reserva Nasampulli? ¿Estas variables serían mayor en el tiempo en las zonas hozadas?

- Si los jabalíes consumen semillas de *A. araucana*, ¿cuánto es el consumo de semillas en las diferentes estaciones? ¿la acción de forrajeó podría afectar el establecimiento de plántulas de *A. araucana*?

- ¿Las hozaduras afectan las propiedades físicas y/o químicas del suelo? ¿esto es perjudicial o favorable para las especies?

- ¿Cuáles son las especies que se encuentran dentro de la dieta del jabalí en los bosques de Araucaria-Lenga?

Ahora bien, desde una perspectiva ecológica que resulta prioritaria en términos de conservación para la Reserva Nasampulli, la cual dentro de sus objetivos incluye la conservación, preservación y restauración con énfasis en los ecosistemas mixtos de *A. araucana*, el jabalí debiese considerarse una amenaza a corto y largo plazo a los diferentes valores de conservación de estos ecosistemas. En esta línea, los estudios sobre aspectos ecológicos básicos del jabalí que son necesarios para la Nasampulli se encuentran:

- Densidad poblacional en el área de la Reserva
- Dieta de este suido en los diferentes ambientes
- Uso y preferencia de hábitats en las diferentes estaciones
- Impacto de las hozaduras en los diferentes ambientes y en el tiempo

8. REFERENCIAS

Anderson S. y Stone C. 1993. Snaring to control feral pigs *Sus scrofa* in a remote Hawaiian rain forest. *Biological Conservation* 63:195-201.

Baber D. y Coblentz B. 1987. Diet, nutrition and conception in feral pigs on Santa Catalina Island. Journal of Wildlife Management 51: 306-317.

Barrios-García M. y Bellari S. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. Biol Invasions 14:2283–2300.

Bratton S. 1994. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the higher elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 101: 198-206.

Bratton S. 1995. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on grey beech forest in the Great Smoky Mountains. Ecology. 56: 1356-1366.

Bueno C.G., 2011. Las perturbaciones de Jabalí en los pastos alpinos del Pirineo Central: una aproximación multiescalar. PhD thesis, Universidad de Zaragoza.

Castro C y Skewes O. 2013. Caracterización de los sitios hozados por el jabalí (*sus scrofa*) en la Reserva Nasampulli, Región de la Araucanía, Chile. Invest. Cienc. Anim., 1: 69-70.

Capdevila-Argüelles, L., Zilletti B. y Suárez Á., V. Á. 2013. Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat., 2ª ép., 10. España.

CDB. 2002. Sexta Conferencia de las Partes, La Haya, Países Bajos, 7 al 19 de abril de 2002: Decisión VI/23: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Disponible en: http://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197.

Chapin F.S., Walker B.H., Hobbs R.J., Hooper D.U., Lawton J.H., Sala O.E. y Tilman D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. Science 277 (5325): 500−504.

Coblentz B. y Baber D. 1987. Biology and control of feral pigs on isla Santiago, Galapagos, Ecuador. Journal of Applied Ecology. 24, 403-418.

CONAMA (2009) Producto del estudio Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Cobertura actualizada (2009). Autores: F. Luebert y P. Pliscoff. (archivo vectorial para trabajo en SIG). Escala 1:250.000.

Cruz, E. y Lara, M. 2010. Estudio de Caracterización Ecológica y Territorial Para el Desarrollo de la Reserva Nasampulli. Informe Final mayo 2010. Fundación Forecos-Universidad Austral de Chile-Rainforest Concern, 135 pp.

Cruz E. 2011. Alternatives for control, population survey and impact assessment of feral pigs (*Sus scrofa* Linnaeus) in Nasampulli Reserve, Chile. University of Melbourne. 28 pp.

Cuevas M. 2012. Ecología del jabalí (*Sus scrofa*) en el Desierto del Monte central, Argentina. PhD thesis, University of Río Cuarto, Argentina.

Cushman, J.H., Tierney, T.A., and Hinds, J.M. 2004. Variable effects of feral pig disturbance on native and exotic plants in a California grassland. Ecol. Appl. 14(6): 1746–1756.

Ditchkoff S. y Mayer J. 2009. Wild pig food habits. En: Wild Pigs: Biology, damage, control techniques and management (Mayer J. y Brisbin I. Edt). Savannah River National Laboratory. Aiken, EE.UU. 105-143 pp.

Donoso C, R Grez, B Escobar, P Real. 1984. Estructura y dinámica de bosques del tipo forestal siempreverde en el sector de Chiloé insular, Bosque 5(2): 82-104.

Donoso, C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Primera Edición. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 484pp.

Fagiani S., Fipaldini L. Santarelli S. Burrascano E., Del Vico E., Giarrizzo M., Mei A., Taglianti L. y Mortelliti A. 2014. Monitoring protocols for the evaluation of the impact of wild boar (*Sus scrofa*) rooting on plants and animals in forest ecosystems. Hystrix 25: 31-38.

Focardi S., Capizzi D., Monetti D. 2000. Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. J. Zool. 250(3): 329–334.

Genov P. 1981. Food consumption of wild boar in north-eastern and western Poland. Acta Theriologica 26: 185-205.

Genovesi P. y Shine, C. 2004. European Strategy on Invasive Alien Species. Nature and Environment No.137, Council of Europe Publishing. 67 p.

Groot-Bruinderink, H. W. T. A., E. Hazebroek y H. Van Der Vot. 1994. Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. Journal of Zoology, 233: 631-648.

Gtowaciflski Z. y Profus P. 1997. Potential impact of wolves *Canis lupus* on prey populations in eastern Poland. Biological Conservation 80. 99-106.

Haaverstad O., Hjeljord O. y WAM H. 2014. Wild boar rooting in a northern coniferous forest - minor silviculture impact. *Scandinavian Journal of Forest Research*. vol. 29. n° 1. pp. 90-95.

Hegel C y Marini M. 2013. Impacto do javali europeu, *Sus scrofa*, em um fragmento da Mata Atlantica brasileira. Neotropical Biology and Conservation 8(1):17-24.

Heinkel, T., Schmidt, M., von Oheimb, G., Kriebitzsch, W. U., and Ellenberg, H. 2006. Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. Basic and Applied Ecology 7, 31–44.

Hernández C., Sade S. Rau J. 2017. Dieta del jabalí (*Sus scrofa*), invasor biológico reciente del Parque Nacional Puyehue, sur de Chile. Mastozoología Neotropical, 24(2):467-473.

Herrero J. 2001. Adaptación funcional del jabalí *Sus scrofa* L. a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.

Herrero J., Prada C. Rodrigues P. Giménez-Anaya A. y García-Serrano A. 2007. Bases para la gestión del jabalí Sus scrofa L. en el Parque Natural del Moncayo, Zaragoza. Ega, Consultores en Vida Silvestre, S.L. 112 p.

Hone J. 1988. Feral pigs rooting in a mountain forest and woodland: distribution, abundance and relationships with environmental variables. Consultado 01 de jun. 2018. Disponible en: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1442-9993.1988.tb00987.x/abstract.

Hone J. 2002. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. Biol. Conserv., 105: 231-242.

Howe T., Singer F. y Ackerman B. 1981. Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forests. Journal of Wildlife Management 45: 748-754.

Ickes, K., Dewalt, S.J., and Appanah, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. J. Trop. Ecol. 17(02): 191–206.

Lockwood J, Hoopes M, Marchetti M. 2007. Invasion Ecology. Blackwell Publishing Ltd: Massachussets, USA.

Lowe S., Brownw M., Boudjelas S. y De Poorter M. 2004. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. SGES, SSC, IUCN. Auckland, Nueva Zelandia.

Mack RN, D Simberloff, WM Lonsdale, H Evans, M Clout y F Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* 5: 1-25.

Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford. 265 p.

Markina F., Saez-Royuela C. y De Garnica R. 2003. Fenología reproductiva del jabalí (*Sus scrofa* L.) en las Montañas Cantábricas (Alava, Norte de España). Galemys, 15 (Numero Especial): 145-155.

Massei G. y Genov P. 1995. Preliminary analysis of food availability and habitat use by the wild boar in a mediterranean area. *Ibex J. Mount. Ecol*. 3, 168-170.

Massei G. y Genov P. 2004. The environmental impact of Wild boar. Galemys, 16 (nº especial): 135-145.

Mayer J. 2009. Wild pig field sign. En: Wild Pigs: Biology, damage, control techniques and management (Mayer J. y Brisbin I. Edt). Savannah River National Laboratory. Aiken, EE.UU. 205-219 pp.

Mohr D, Cohnstaedt LW, Topp W. 2005. Wild boar and red deer afect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. Soil Biol Biochem 37:693–700.

Muñoz A., Alfaro R., et al. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 277-318.

Nores, C., Llaneza, L. y Álvarez, M.Á. 2008: Wild boar Sus scrofa mortality by hunting and wolf Canis lupus predation: an example in northern Spain. - Wildl. Biol. 14: 44-51.

Oliver W. 1995. Taxonomy and conservation status of the suiformes – an overview. IBEX *Journal of Mountain Ecology.* 3:3-5.

Oliver, W. y Leus, K. 2008. *Sus scrofa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41775A10559847. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41775A10559847.en. (On-line). Visitado: Julio, 2017.

Palma A. 2013. Cambios en la Estructura del bosque adulto de *Araucaria araucana* y *Nothofagus pumilio* en la Reserva Privada Nasampulli, en la Región de La Araucanía de Chile. Tesis de grado para optar al título de Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 51 p.

Pescador M., Sanguinetti J., Pastore H. y Peris S. 2009. Expansion of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) in the Andean Region, Argentinean Patagonia. Galemys 21:121-32.

Pastene C. 2014. Caracterización de la hozadura de jabalí silvestre (*Sus scrofa*) en la Reserva Nasampulli, Región de la Araucanía, Chile. Tesis de médico veterinario. Chillan, Chile. Facultad de ciencias veterinarias, Universidad de Concepción. 34 p.

PNUD. 2017. Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile. Santiago de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 143 pp.

Puigdefabregas, J. T. 1981. Notes on rooting of wild boar in forest environment. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biologia Experimental 12: 7-17.

Purger JJ., y Meszaros LA. 2006. Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International* 16: 309–316.

Rosell C., Fernández -Llario, P. y Herrero J. 2001. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). Galemys 13:1-25.

Sandom C., Hughes J. y Macdonald D. 2013. Rooting for Rewilding: Quantifying Wild Boar's *Sus scrofa* Rooting Rate in the Scottish Highlands. *Restoration Ecology* Vol. 21, No. 3, pp. 329–335.

Sanguinetti J. y Kitzberger T. 2004. Variación espacial y temporal de la predación de semillas de Araucaria araucana por roedores y jabalí: influencia del microhábitat. Mendoza. Reunión Binacional Argentino-Chilena de Ecología.

Sanguinetti J. y Kitzberger T. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana:* Potential effects on seedling establishment. Biological Invasions 12: 689-706.

Sanguinetti J. y Pastore H. 2016. Abundancia poblacional y manejo del jabalí (*sus scrofa*): una revisión global para abordar su gestión en la Argentina. Mastozoología Neotropical, 23(2):305-323.

Sarricolea P., MJ. Herrera, O. Meseguer-Ruiz. 2017. Climatic regionalization of continental Chile. Journal of Maps 13(2)66-73.

Scott C. 1973. Seasonal Food Habits of European Wild Hogs (*Sus scrofa*) in the Great Smoky Mountains National Park. MSc thesis, Universidad of Tennessee, Estados Unidos.

Scott C, y Pelton M. 1975. Seasonal food habits of the European wild hog in the Great Smoky Mountains National Park. Proceedings of the Southeastern Association of Game and Fish Commissions 29: 585-593.

Siemann E., Carrillo J., Gabler C., Zipp R. y Rogers W. 2009. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. For. Ecol. Manage. 258(5): 546–553.

Sierra C. 2001. El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Escarbaduras, alteraciones al suelo y erosión. *Revista de Biológica Tropical*. 49(3-4): 1159-1170.

Singer F., Swank W., y Clebsch E. 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. J. Wildl. Manage. 48(2): 464-473.

Silva A. 2017. Efectos de disturbios antrópicos de pequeña escala sobre un bosque de Araucaria araucana y Nothofagus pumilio en la Reserva Nasampulli, en la Región de la Araucanía de Chile. Tesis de médico Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 53 p.

Sytsma M. y Rouhe A. 2007. Feral Swine Action Plan for Oregon. Center for Lakes and Reservoirs Publications and Presentations. Paper 14.

Skewes O. 1990. Status des Wildschweines, *Sus scrofa* L., in Chile. Dokumentation einer Fremdansiedlung Forstwissenschaft Fakultat Georg-August Universitât Gottingen, Germany.

Skewes O., Rodríguez R., y Jaksic F. 2007. Ecología trófica del jabalí europeo (Sus *scrofa)* silvestre en Chile. Revista Chilena de Historia Natural 80: 295-307.

Skewes, O, Moraga, C A, Arriagada, P, y Rau, J. R. 2012. El jabalí europeo (*Sus scrofa*): Un invasor biológico como presa reciente del puma (Puma concolor) en el sur de Chile. Revista chilena de historia natural, 85(2), 227-232.

Skewes, Oscar, y Jaksic, Fabián M. 2015. History of the introduction and present distribution of the european wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. Mastozoología neotropical, 22(1), 113-124.

Somlo R., y Cohen L. 1997. Tablas de valor nutritivo de especies forrajeras Patagónicas. 1- Cordillera - Precordillera. En: Área Recursos Naturales. Nutrición Animal, Técnica C., ed. Bariloche: INTA.

Sondej I. y Kwiatrowska-Faliznska A. 2017. Effects of wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting on seedling emergence in Białowieża Forest. *Polish Journal of Ecology* 65(4).

Sweitzer, R.A., y Van Vuren, D.H. 2002. Rooting and foraging effects of wild pigs on tree regeneration and acorn survival in California's oak woodland ecosystems. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-184.

Tierney T., A. y J., H. Cushman. 2006. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. Biological Invasions 8:1073-1089.

Vitousek P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. American Scientist 84:468–478.

Welander J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. Journal of zoology London. 252:263–271.

Westhoff V. y van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In Whittaker, R.H. (ed.), *Classification of plant communities*:287-399.

Wirthner, S., Schütz, M., Page–Dumroese, D. S., Busse, M. D., Kirchner, J. W. y Risch, A. C. 2012. Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? Canadian Journal of Forest Research, 42: 585–592. DOI: 10.1139/ X2012–013.

Wood G. y Roark D. 1980. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. Journal of Wildlife Management 44: 506-511.

Hu, H.Q., Ge, Z.Y., Chang, S.H., Liu, G., Wu, J.C., Shi, X.J., Xu, J.F., Mao, Z.X., 2011.Winter habitat selection of wild boar (*Sus scrofa ussuricus*) in Huangnihe nature reserve. *Chinese Journal of Ecology* 30, 734–738.

9. ANEXOS

Anexo 1. Indicios de jabalí en la Reserva Nasampulli. (A) Hozadura; (B) Levantamiento de raíces de *A. araucana;* (C) Piñon comido de *A. araucana*; (D) Registro de dos hembras y crias en camara-trampa; (E) Huella; (F) Registro de un macho adulto en camara-trampa.

A)

B)

C)

D)

E)

F)

Anexo 2. Tipos forestales presentes en la Reserva Privada Nasampulli, según el Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile, actualización 2013.

Tipo forestal	Superficie (ha)	%
Araucaria	417.011	33,01
Coihue - Raulí - Tepa	670.207	53,05
Lenga	26.161	2,07
Roble - Raulí - Coihue	80.014	6,33
No aplica	70.029	5,54
Total	1.263	100

Anexo 3. Rodales de estudio. (A) Rodal R1; (B) Rodal R2; (C) Rodal R3.

A)

B)

C)

Anexo 4. Escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet modificada por Westhoff y Maarel (1978).

Índice	Cobertura
r	Un solo individuo, cobertura despreciable
+	Más individuos, cobertura muy baja
1	Cobertura próxima al 5 %
2a	Cobertura entre el 5 y 15 %
2b	Cobertura entre el 15 a 25 %
3	Cobertura entre el 25 a 50 %
4	Cobertura entre el 50 a 75 %
5	Cobertura igual o mayor al 75 %

La escala de Braun-Blanquet contempla los índices r, +, 1, 2, 3, 4 y 5, por su parte Westhoff y Maarel (1978) modifican dichos índices, incorporando una división en el índice "2", debido a que estadísticamente hay una muy elevada frecuencia de especies que se encuentran en aquel índice, incluyendo tres valores: 2m =Cobertura próxima al 5%; 2a Cobertura del 5 al 15% y 2b Cobertura del 15 al 25% (Alcaraz, 2013). Sin embargo, para este estudio no se contempló el índice "2m". Los dos índices inferiores (r, +) registran la abundancia (número de individuos que representan a cada especie), mientras que los restantes (1, 2a, 2b, 3, 4, 5) tienen en cuenta la cobertura o dominancia (superficie o volumen que ocupan los individuos de cada especie).

Anexo 5. Método y procedimiento para el cálculo del área de una hozadura en terreno.

Para determinar el área de cada hozadura se superpuso un papel cuadriculado (cm) sobre una cámara digital con la finalidad de dibujar el perímetro de la hozadura fotografiada. Luego, se utilizó el método de cálculo de superficie mediante red de puntos, usado comúnmente en cartografía. Se contaron el número de cuadrados *N* completos e incompletos que componían la superficie de la hozadura en el papel y se multiplicó por el área correspondiente a un cuadrado en el papel cuadriculado $A_{cp\ (cm^2)}$, dando como resultado la ecuación [1] área de la hozadura en el papel cuadriculado $A_{hp\ (cm^2)}$:

$$N * Acp = Ahp \qquad [1]$$

Posteriormente, se midió el radio de un círculo imaginario $R_{cs\ (m)}$ que abarcara la totalidad de la hozadura en el suelo mediante apreciación ocular (figura 5B). De igual forma, se midió el radio imaginario de un círculo que abarque la totalidad de la superficie de la hozadura en el papel cuadriculado $R_{cp\ (cm)}$ (figura 5A). La finalidad de esto es poder calcular el área que ocupa la hozadura dentro de un círculo de radio conocido.

El siguiente paso fue calcular el Área del círculo en el papel cuadriculado $A_{p\ (cm^2)}$, utilizando la fórmula común para el cálculo del área de un círculo conociendo su radio (ecuación 2).

$$Ap = \pi * Rcp^2 \qquad [2]$$

Luego, se requería saber cuál era la proporción *P* que ocupaba la hozadura dentro del círculo imaginario en el papel cuadriculado, para ello se utilizó la ecuación [3]

$$P = \frac{Ahp}{Ap} \qquad [3]$$

Homologando lo realizado en el papel cuadriculado, el radio del círculo imaginario en el suelo $R_{cs\ (m)}$ fue utilizado para calcular el Área del círculo en el suelo $A_{cs\ (m^2)}$. Para ello, se utilizó la ecuación [4]

$$Acs = \pi * Rcs^2 \qquad [4]$$

El área del círculo en el suelo $A_{cs\ (m^2)}$ fue utilizado para calcular el Área de la hozadura real $A_{hr\ (m^2)}$ al multiplicarlo por la proporción de la hozadura dentro del círculo imaginario en el papel cuadriculado (ecuación 5). Finalmente, con el área de cada hozadura se calculó el radio de un círculo $R_{cf\ (m)}$ (ecuación 6), el cual fue utilizado posteriormente para la realización de subparcelas circulares.

$$Ahr = P * Acs \qquad [5]$$

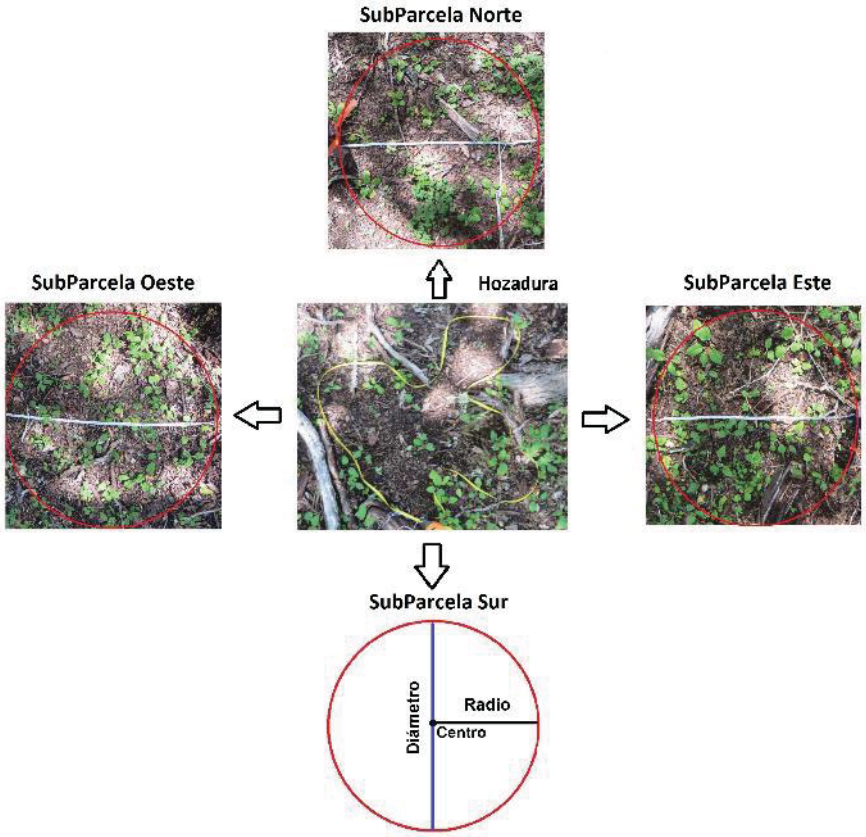
$$Rcf = \sqrt{\frac{Ahr}{\pi}} \qquad [6]$$

A continuación, se muestra un ejemplo del procedimiento para el cálculo del área de una hozadura:

Datos necesarios para el cálculo del área de una hozadura		
Número de cuadros	N	25,5
Área de un cuadrado en papel	$A_{cp\ (cm^2)}$	0,42
Área de la hozadura en papel	$A_{hp\ (cm^2)}$	10,77
Radio del círculo en papel	$R_{cp\ (cm)}$	3,9
Área del círculo en papel	$A_{p\ (cm^2)}$	47,78
Proporción	P	0,23
Radio del círculo en el suelo	$R_{cs\ (m)}$	1,07
Área del círculo en el suelo	$A_{cs\ (m^2)}$	3,60
Área de la hozadura real	$A_{hr\ (m^2)}$	0,81
Radio círculo final	$R_{cf\ (m)}$	0,51
Diámetro de la subparcela circular	(m)	1,02

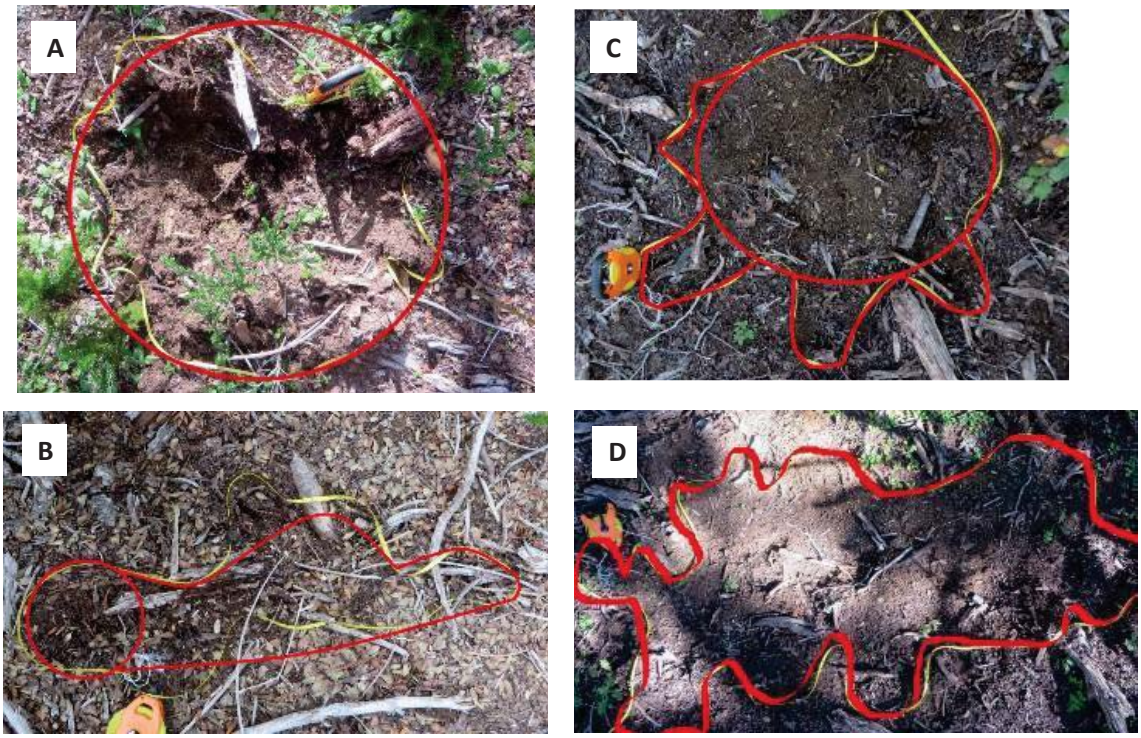
Cálculo del área de una hozadura			
$N * Acp = Ahp$	(1) => $25{,}5 * 0{,}42$	=	10,77 cm^2
$Ap = \pi * Rcp^2$	(2) => $\pi * 3{,}9^2$	=	47,78 cm^2
$P = \frac{Ahp}{Ap}$	(3) => 10,77/ 47,78	=	0,23
$Acs = \pi * Rcs^2$	(4) => $\pi * 1{,}07^2$	=	3,60 m^2
$Ahr = P * Acs$	(5) => $0{,}23 * 3{,}60$	=	0,81 m^2
$Rcf = \sqrt{\frac{Ahr}{\pi}}$	(6) => sqrt $(0{,}81/\pi)$	=	0,51m

Anexo 6. Disposición en terreno de subparcelas circulares para una hozadura caracterizada.



La imagen muestra una hozadura con sus subparcelas ubicadas adyacentes a la hozadura, con distancias variables de 1 a 4 metros en los cuatro puntos cardinales de esta. Las condiciones del terreno no permitieron caracterizar la subparcela Sur debido a la cercanía con el límite de la parcela de 1000 m^2 en la cual se encontraba. De igual manera, en otros casos las diferencias en micro-condiciones vegetacionales o la cercanía a otra hozadura no permitieron caracterizar la totalidad (4) de subparcelas en sus disposiciones Norte, Sur, Este y Oeste.

Anexo 7. Hozaduras de *Sus scrofa* clasificadas según diferentes tipos morfológicos. (A) Hozadura de forma más o menos **Circular**; (B) Hozadura **Linear**, de forma alargada y con inicio circular; (C) Hozadura **Digitada**, con ivaginaciones alargadas desde un centro circular y (E) Hozadura **Sinuosa**, donde predominan un contorno curvo.

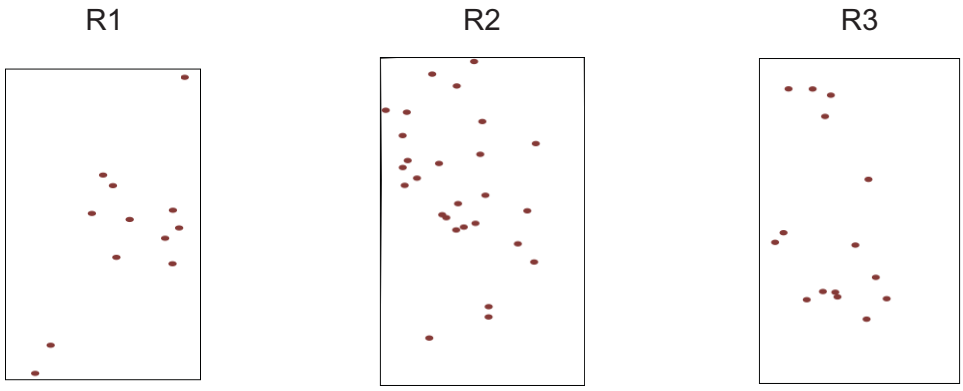


Anexo 8. Valor de importancia para las especies arbóreas y vasculares pertenecientes al sotobosque en 28 subparcelas de regeneración de $2m^2$ en el rodal R1, R2 y R3.

Especies	Rodal R1						Rodal R2						Rordal R3					
	OC	FC (%)	CM (%)	FR (%)	CR (%)	IVI	OC	FC (%)	CM (%)	FR (%)	CR (%)	IVI	OC	FC (%)	CM (%)	FR (%)	CR (%)	IVI
Arbóreas																		
A. Araucana	7	25	0,80	5,74	4,37	10,11	1	3,57	0,01	1,05	0,01	1,07	22	78,57	21,00	13,83	37,04	50,88
N. pumilio	22	78,6	2,47	18,03	13,5	31,49	26	92,86	15,49	27,37	61,70	89,06	17	60,71	4,78	10,69	8,43	19,11
Arbustivas																		
B. darwinii													3	10,71	0,01	1,89	0,02	1,91
B. montana													1	3,57	0,01	0,63	0,01	0,64
M. disticha	13	46,4	2,47	10,66	13,46	24,12	7	25,00	0,04	7,37	0,14	7,51	19	67,86	8,78	11,95	15,48	27,42
M. magellanica													1	3,57	0,01	0,63	0,02	0,65
M. oblongum	11	39,3	2,32	9,02	12,63	21,7	1	3,57	0,01	1,05	0,01	1,07	7	25	3,50	4,40	6,18	10,6
Herbáceas																		
A. Chilense	20	71,4	3,87	16,39	21,04	37,43	23	82,14	5,73	24,21	22,81	47,02	21	75	7,79	13,20	13,7	26,95
H. radicata	2	7,1	0,07	1,64	0,39	2,03							1	3,57	0,18	0,63	0,32	0,94
P. nutans	12	42,9	1,47	9,84	8,02	17,85	42,86	0,74	12,63	2,96	15,59	42,86	14	50	2,51	8,80	4,43	13,24
R. geoides	19	67,9	2,25	15,57	12,25	27,82	46,43	2,16	13,68	8,61	22,29	46,43	12	42,86	1,97	7,55	3,48	11,02
R. magallanicum	1	3,6	0,18	0,82	0,97	1,79	1	3,57	0,18	1,05	0,71	1,76	3	10,71	0,36	1,89	0,64	2,52
R. peduncularis	1	3,6	0,04	0,82	0,19	1,01							1	3,57	0,18	0,63	0,32	0,94
Uncina sp 1	5	17,9	1,5	4,10	8,16	12,26							1	3,57	0,01	0,63	0,01	0,64
V. raichei	9	32,1	0,93	7,38	5,05	12,43	11	39,29	0,75	11,58	2,97	14,55	16	57,14	2,16	10,06	3,81	13,87
Perezia sp													11	39,29	1,44	6,92	2,55	9,46
L. magellanicum													9	32,14	1,97	5,66	3,47	9,13

Densidad absoluta (D); Ocurrencia (OC); Frecuencia (FC); Cobertura media (CM); Frecuencia relativa (FR); Cobertura relativa (CR); Valor de importancia (IVI).

Anexo 9. Distribución espacial de las hozaduras en los rodales de estudio. Puntos de color café corresponden a las hozaduras.



Anexo 10. Composición florística de los rodales de estudio, seguido del nombre común de cada especie, familia a la cual pertenecen y origen geográfico.

Especies	Nombre común	Familia	Origen
Arbóreas			
Araucana araucana (Mol.) K. Koch	Araucaria/Pehuén	Araucariaceae	Nativa
Nothofagus pumilio (Poepp. et Endl.) Krasser	Lenga	Fagaceae	Nativa
Arbustivas			
Berberis darwinii Hook.	Michay/Calafate	Berberidaceae	Nativa
Berberis montana Gay	Palo amarillo	Berberidaceae	Nativa
Maytenus disticha (Hook. f.)	Racoma	Celastraceae	Nativa
Maytenus magellanica (Lam.) Hook. f.	Leña dura	Celastraceae	Nativa
Myoschilos oblongum Ruiz y Pav.	Orocoipo	Santalaceae	Nativa
Senecio argyreus Phil.	Senecio	Asteraceae	Nativa
Herbáceas			
Adenocaulon chilense Less	Lengua de vaca	Asteraceae	Nativa
Hypochaeris radicata L.(to)	Hierba chancho	Asteraceae	Exótica
Lycopodium magellanicum ((P. Beauv.) Sw.)	Pimpinela	Lycopodiaceae	Nativa
Perezia nutans Less.	Perezia azul	Asteraceae	Nativa
Perezia spp	-	Asteraceae	Nativa
Ranunculus peduncularis var. erodiifolius	Botón de oro	Ranunculaceae	Nativa
Ribes magellanicum Poir.	Uvilla/Parilla	Saxifragaceae	Nativa
Rubus geoides J.E. Sm	Miñe-miñe	Rosaceae	Nativa
Uncina spp. (1)	-	Cyperaceae	Nativa
Uncinia spp. (2)	-	Cyperaceae	Nativa
Viola reichei Skottsb. ex Macloskie	Violeta amarilla	Violaceae	Nativa

Anexo 11. Frecuencia (% de ocurrencia) de especies en zona hozada (H) y zona no hozada (Nh) en los rodales de estudio (R1, R2 y R3).

Especies	Frecuencia (%)					
	R1 (n = 12)		R2 (n = 27)		R3 (n = 15)	
	H	Nh	H	Nh	H	Nh
Araucana araucana (Mol.) K. Koch	25,0	33,3	3,7	11,1	60,0	100
Adenocaulon chilense Less	83,3	100	70,4	96,3	20,0	40,0
Berberis darwinii Hook.	-	-	-	7,4	6,7	33,3
Berberis montana Gay	-	-	-	-	6,7	6,7
Hypochaeris radicata L.	8,3	33,3	-	3,7	-	-
Lycopodium magellanicum ((P. Beauv.) Sw.)	-	-	-	-	13,3	26,7
Maytenus disticha (Hook. f.)	16,7	58,3	7,4	25,9	53,3	40,0
Maytenus magellanica (Lam.) Hook. f.	-	-	-	-	-	6,7
Myoschilos oblongum Ruiz y Pav.	8,3	50,0	3,7	7,4	13,3	26,7
Nothofagus pumilio (Poepp. et Endl.) Krasser	75,0	100	63,0	100	40,0	73,3
Perezia nutans Less.	50,0	83,3	48,1	85,2	13,3	33,3
Perezia sp	-	-	-	-	13,3	40,0
Ranunculus peduncularis var. erodiifolius	8,3	50,0	3,7	3,7	-	6,7
Ribes magellanicum Poir	8,3	16,7	-	-	-	-
Rubus geoides J.E. Sm	66,7	83,3	11,1	48,1	40,0	80,0
Senecio argyreus Phil	-	-	-	-	13,3	13,3
Ucina sp (1)	-	16,7	-	11,1	-	-
Uncinia sp (2)	-	8,3	-	-	-	-
Viola reichei Skottsb. ex Macloskie	33,3	41,7	14,8	48,1	40,0	73,3

Anexo 12. Densidad media (ind/m^2) de plántulas arbóreas en zona hozada y no hozada para cada rodal y los resultados de la prueba U de Mann-Whitney (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, ns = efecto no significativo).

Especie/rodal	Densidad media (Ind/m^2)		*p*
	n = 12		
R1	H	Nh	
A. araucana	1,2 ± 3,5	1,2 ± 3,0	$0,755^{ns}$
N. pumilio	3,9 ± 4,0	10 ± 11,0	$0,101^{ns}$
R2	*n* = 27		
A. araucana	0,02 ± 0,1	0,05 ± 0,15	$0,304^{ns}$
N. pumilio	2,7 ± 5,3	17,7 ± 18,0	$< 0,001^{***}$
R3	*n* = 15		
A. araucana	4,2 ± 5,0	7,8 ± 4,9	0,023*
N. pumilio	1,4 ± 2,6	3 ± 3,7	$0,074^{ns}$

Anexo 13. Cobertura media en 1 m^2 (%/m^2) y diferencias significativas mediante la prueba U de Mann-Whitney (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$) para cada especie entre zona hozada (H) y no hozada (Nh) de cada rodal (R1, R2 y R3). Cabe destacar que en varias especies no se pudo determinar las diferencias significativas debido a la poca o nula presencia tanto en zonas hozadas como no hozadas. En negrita se resaltan aquellas especies que presentaron diferencias significativas.

Especie	R1			R2			R3		
	Media (%/m^2)		*p*	Media (%/m^2)		*p*	Media (%/m^2)		*p*
	H	Nh		H	Nh		H	Nh	
A. araucana	0,750	3,412	0,713	0,005	0,317	0,278	5,712	20,945	**0,001****
N. pumilio	2,060	3,271	0,178	8,999	29,943	**0,000*****	0,606	2,134	0,116
B. darwinii	-	-	-	-	0,005	-	0,022	0,187	0,202
B. montana	-	-	-	-	-	-	0,087	0,010	1,000
M. disticha	0,100	2,058	0,078	0,042	0,085	0,076	2,097	5,520	0,436
M. magellanica	-	-	-	-	-	-	-	0,042	-
M. oblongum	0,599	0,982	0,128	0,012	0,106	0,556	0,079	0,484	0,539
A. chilense	5,827	20,423	**0,012***	1,184	13,745	**0,000*****	0,432	15,391	0,202
H. radicata	0,012	0,298	0,266	-	0,015	-	-	-	-
L. magellanicum	-	-	-	-	-	-	0,110	0,230	0,539
P. nutans	1,218	7,769	**0,017***	0,649	2,674	**0,000*****	0,161	1,207	0,345
Perezia sp	-	-	-	-	-	-	0,334	2,547	0,187
R. geoides	4,182	10,206	0,160	0,294	1,851	**0,004****	1,712	1,800	0,202
R. magellanicum	0,023	0,184	0,755	-	-	-	-	-	-
R. peduncularis	0,030	5,527	0,078	0,003	0,003	0,979	-	2,115	-
S. argyreus	-	-	-	-	-	-	-	0,211	-
Uncina sp (1)	-	0,023	-	-	0,028	-	-	-	-
Uncinia sp (2)	-	0,021	-	-	-	-	-	-	-
V. reichei	0,435	6,751	0,378	0,066	8,464	**0,004****	1,214	4,496	**0,029***