

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS  
ESCUELA DE PREGRADO**

**EFFECTOS DE VARIABLES DE HÁBITAT Y DE PAISAJE SOBRE LA  
ABUNDANCIA DE ESPECIES DE MICROMAMÍFEROS EN PAISAJES  
DOMINADOS POR PLANTACIONES DE PINO RADIATA**

**PILAR DE LA PAZ FERNÁNDEZ QUIROZ**

**Santiago, Chile**

**2020**

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS  
ESCUELA DE PREGRADO**

**EFFECTOS DE VARIABLES DE HÁBITAT Y DE PAISAJE SOBRE LA  
ABUNDANCIA DE ESPECIES DE MICROMAMÍFEROS EN PAISAJES  
DOMINADOS POR PLANTACIONES DE PINO RADIATA**

**HABITAT AND LANDSCAPE EFFECTS ON THE ABUNDANCE OF SMALL  
MAMMAL SPECIES IN LANDSCAPES DOMINATED BY MONTEREY PINE  
PLANTATIONS**

**PILAR DE LA PAZ FERNÁNDEZ QUIROZ**

**Santiago, Chile**

**2020**

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS  
ESCUELA DE PREGRADO**

**EFFECTOS DE VARIABLES DE HÁBITAT Y DE PAISAJE SOBRE LA  
ABUNDANCIA DE ESPECIES DE MICROMAMÍFEROS EN PAISAJES  
DOMINADOS POR PLANTACIONES DE PINO RADIATA**

Memoria para optar al Título Profesional de:  
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

**PILAR DE LA PAZ FERNÁNDEZ QUIROZ**

<b>Profesores Guías</b>		<b>Calificaciones</b>
Sr. Cristián Estades M. Ingeniero Forestal, M.Sc, Ph.D.		6,8
Srta. Nélda R. Villaseñor P. Médico Veterinario, M.Sc, Ph.D.		6,5
<b>Profesores Evaluadores</b>		
Sr. Jorge Pérez Q. Ingeniero Agrónomo, M.Sc, Ph.D.		7,0
Sr. Gerardo Soto M. Ingeniero Forestal, M.Sc, Ph.D		7,0

Santiago, Chile

2020

## AGRADECIMIENTOS

En el ámbito personal primero que todo agradezco de corazón a mis padres Carlos y Agustina, quienes me han dado la oportunidad de formarme como profesional. Gracias a su esfuerzo y trabajo duro y honesto he podido realizar mis estudios sin endeudarme, nunca he pasado hambre y jamás me ha faltado algo en la vida. Gracias a ellos y a mis hermanos y sobrinos he crecido en un ambiente enriquecedor en todo sentido, donde se me ha inculcado el amor por la naturaleza y se me ha apoyado para llevar a cabo todos mis procesos académicos, que hoy culminan con la tesis.

Gracias a todos mis amigos de universidad que me han ayudado en el proceso y en especial a Valentina Echeverría e Ignacio Lobos por su aporte a la tesis. Gracias a la lonja Karla por la revisión del resumen y todo su apoyo desde la lejanía. Y a mis amigos de la vida gracias por la motivación a terminar esta etapa.

Gracias a Felipe por darme todo el amor y el apoyo que una persona puede recibir en este mundo, eres tremendo, el mejor compañero y sin duda serás un gran profesional <3:^^

En el ámbito académico quisiera agradecer primero a mis profesores guías, Cristián Estades y Nélide Villaseñor, gracias profesor por aceptarme en el laboratorio y luego como tesista, siempre lo he admirado mucho por su aporte a la conservación, gracias por responder siempre mis preguntas bobas y perdón por mis tiempos, que se excedieron mucho más de lo que esperaba. Gracias Nélide por estar siempre atenta a mis falencias y dificultades en el proceso, por compartirme tus conocimientos y por tu paciencia infinita, gracias por cada minuto invertido en mí porque me regalaste todo tu apoyo sin ninguna obligación de hacerlo...

Quiero agradecer a Martín Escobar por mis primeros acercamientos a la fauna y por todo el aprendizaje adquirido en ayudantías y proyectos. Gracias por los aportes a la tesis pero sobre todo a mi formación profesional, lo que sé te lo debo en gran medida. Gracias además al equipo de Manque por el apoyo prestado al desarrollo de esta tesis, principalmente a Catalina por escucharme y aconsejarme en los momentos de estrés.

Finalmente quiero agradecer al Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS) de la Universidad de Chile por los datos facilitados (Fondecyt 1080463) y por la ayuda prestada para la defensa de la tesis. Una especial mención a Sandra Uribe por adoptarme en mis primeros años de aprendizaje en terreno, por enseñarme a aplicar toda la teoría conocida y por toda la ayuda que me has prestado durante la tesis, tu opinión y consejos siempre han sido muy valiosos para mí, has sido una gran maestra pero sobre todo una gran amiga.

Gracias a cada uno de ustedes es que hoy soy quien soy y estoy donde estoy...

Gracias infinitas.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	8
INTRODUCCIÓN .....	9
Objetivo General .....	12
Objetivos específicos .....	12
MATERIALES Y MÉTODOS .....	13
Área de estudio.....	13
Diseño del estudio.....	15
Selección de sitios de muestreo.....	15
Toma de datos y obtención de variables .....	16
Análisis estadístico.....	19
RESULTADOS.....	20
DISCUSIÓN .....	22
Variables a escala local que influyen en la abundancia de micromamíferos en plantaciones de pino radiata .....	22
Volumen de vegetación por estrato.....	22
Latitud .....	23
Variables a escala de paisaje que influyen en la abundancia de micromamíferos en plantaciones de pino radiata .....	23
Porcentaje de cobertura del bosque nativo.....	23
Índice de rugosidad .....	24
Una oportunidad para la industria forestal .....	24
CONCLUSIÓN.....	26
BIBLIOGRAFÍA.....	27
APENDICES.....	37
Apéndice 1: Ubicación geográfica de cada sitio de estudio.....	37
Apéndice 2: Análisis multiescalar, Fahrigr (2013).....	38
Apéndice 3: Descripción de especies nativas detectadas en el área de estudio .....	40
Apéndice 4: Descripción de especies seleccionadas para el análisis .....	42
Apéndice 5: Abundancia (tasa de captura) por especie para cada estación de estudio .....	43
Apéndice 6: Variables locales por estación de estudio .....	47
Apéndice 7: Variables a escala de paisaje por estación de estudio.....	49
Apéndice 8: Correlaciones entre variables predictivas .....	51
Apéndice 9: Modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) .....	52

## Índice de cuadros

Cuadro 1. Número de rodales estudiados según sitio y edad .....	16
Cuadro 2. Especies de micromamíferos registradas en el área de estudio, su origen y su respectivo número mínimo de individuos conocidos vivos (MNA). .....	20
Cuadro 3. Valores mínimos y máximos para las distintas variables a escala local .....	20
Cuadro 4. Valores mínimos y máximos para las variables a escala de paisaje (300 m). .....	21
Cuadro 5. Coeficientes de variables de hábitat y paisaje (log link) modelando la abundancia (número de capturas/1000 trampas) de cada especie de micromamífero de acuerdo a Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) con distribución de Poisson y corregidos por sobredispersión. Todas las variables predictivas fueron estandarizadas (media= 0, sd =1) previo al ajuste de modelos. ....	21
Cuadro 6. Coeficientes de correlación y <i>p-value</i> del análisis multiescala de Fahrig (2013) aplicado sobre las abundancias de cada especie en función de las variables de cobertura. ....	38
Cuadro 7. Coeficientes de correlaciones entre variables predictivas .....	51
Cuadro 8. Matriz de valor de <i>p</i> de las correlaciones entre variables predictivas .....	51

## Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio. ....	13
Figura 2. Unidades básicas espaciales (punto de estudio < estación de estudio < rodal < sitio de estudio) ejemplificadas por medio del sitio de estudio San Pedro - Las Cañas. ....	15
Figura 3. Trampas para el muestreo de micromamíferos dispuestas en una grilla (10 columnas y 10 filas) al centro de la estación de estudio. ....	16
Figura 4. Parcelas de vegetación de 25 metros de radio en cada vértice de la grilla de evaluación de micromamíferos para cada estación de estudio. ....	17
Figura 5. Grupos etarios de las plantaciones: nueva (a), joven (b), mediana (c) y adulta (d). ....	18
Figura 6. Interpretación gráfica el índice de rugosidad de Riley (esquema modificado desde Sappington et al., 2007) para un terreno con distintos valores de rugosidad (TRI). ....	19
Figura 7. Pasos para el análisis multiescala (esquema modificado desde Fahrig, 2013), donde se establece un buffer de muestreo estándar para todos los puntos en el sitio de estudio (a), se calcula el porcentaje de cobertura en distintos radios al interior del buffer (b) y se identifica la escala de efecto mediante correlaciones entre la variable respuesta y la cobertura a diferentes escalas (c). ....	38

## RESUMEN

Las plantaciones forestales se han convertido en un paisaje común en la zona centro sur de Chile, siendo el pino radiata (*Pinus radiata*) la especie forestal con mayor éxito productivo. Si bien ha habido un esfuerzo considerable por estudiar el efecto de estos ambientes sobre la fauna nativa, poco se sabe sobre la escala a la cual operan. Para aumentar la evidencia científica que permita entender cómo interactúan las plantaciones forestales con la fauna y ayude a establecer lineamientos de prácticas forestales conscientes, este trabajo evaluó la influencia de las variables a escala local y de paisaje sobre la abundancia de diferentes especies de micromamíferos. Para esto, se muestrearon predios forestales de pino radiata en la cordillera de la costa desde la región del Maule hasta el Biobío. Se ajustaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) describiendo la abundancia de cada especie de acuerdo a las variables a escala de paisaje (porcentaje de cobertura de bosque nativo y rugosidad del suelo) y a escala local (volumen de vegetación por estrato vertical y latitud). A escala local, la abundancia de *Abrothrix longipilis* aumentó hacia los predios más australes (latitud) y a mayor volumen del estrato vegetal alto. Al contrario, *Abrothrix olivaceus*, *Oligoryzomys longicaudatus* y *Phyllotis darwini* aumentaron su abundancia a mayor volumen del estrato bajo. A escala de paisaje, *A. longipilis* y *A. olivaceus* aumentaron su abundancia a mayor cobertura de bosque nativo. La rugosidad afectó de manera negativa a *A. olivaceus* y *P. darwini*. Finalmente, la abundancia de *O. longicaudatus* parece ser independiente de variables a escala de paisaje, posiblemente por su alta capacidad de movimiento y su fuerte variación poblacional estacional. Los resultados fueron similares a los reportados en ambientes naturales, lo que evidencia una consistencia en los patrones de selección del hábitat. Este estudio demuestra que tanto las variables a escala local como las de paisaje influyen sobre la abundancia de diferentes especies de micromamíferos en paisajes forestales. Esto significa que las plantaciones afectan a la fauna a ambas escalas, por lo tanto, es necesario incluir este efecto indirecto del manejo en los impactos propios de la actividad forestal. Identificar qué variables benefician la abundancia de fauna a distintas escalas y conservar o promover aquellas posibles de manejar es apuntar a la creación de un hábitat de calidad, por ejemplo, protegiendo y rehabilitando el bosque nativo. De esta forma, un manejo forestal responsable convierte a las plantaciones en una oportunidad para mantener la biodiversidad.

**Palabras clave:** Plantaciones de pino, Escala local, Escala de paisaje, Micromamíferos.

## ABSTRACT

Forest plantations have become a common landscape in south-central Chile, with Monterrey pine (*Pinus radiata*) as the main specie due to its high economic value. Researchers have made a considerable effort studying how these habitats can affect native fauna, however there is a lack of information regarding the scale to which they operate. In order to provide empirical evidence that allows the understanding of the association between wildlife and forest plantations and eventually to establish environmental-aware management tools, local and landscape effects were analysed on the abundance of different small mammal species. We performed our faunal survey in Monterrey pine stands in the coastal range from Maule to Biobío region. Then Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) were fitted to each small mammal's abundance according to landscape (percentage of cover for Native forest and soil ruggedness) and local scale variables (foliage volume at different strata and latitude). At local scale, abundance of *Abrothrix longipilis* was higher in southern stands and was affected positively by the amount of foliage at higher understory levels. Whereas abundance of *Abrothrix olivaceus*, *Oligoryzomys longicaudatus* and *Phyllotis darwini* was affected positively by the amount of the lower foliage strata. At landscape scale, there was a positive effect of the percentage of cover for native forest on the abundance of *A. longipilis* and *A. olivaceus*, while ruggedness affected negatively the abundance of *A. olivaceus* and *P. darwini*. Finally, *O. longicaudatus* seems to be unaffected by landscape metrics, which could be due to their high mobility, large home ranges and strong seasonal variations in the number of individuals. Results were similar to those reported on native habitats, which probes consistency in habitat selection patterns. This research confirms the existence of pine plantations scale effects on different small mammal species. According to this, including indirect effects operating at both small and large scale in forest management's risks is a major aim. Moreover, identifying the factors that benefit wildlife abundance at different scales by promoting or keeping those which can be easily managed such as protecting and rehabilitating the native forest is very important when looking to create a high-quality habitat. Thus, sustainable management represents an opportunity for biodiversity conservation.

**Keywords:** Pine plantations, Local scale, Landscape scale, Small mammals.

## INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales son uno de los principales tipos de uso de la tierra desde hace siglos (Prado, 2015). A escala mundial, el área de bosque natural está reduciéndose y la de bosque plantado va en aumento (FAO, 2016), convirtiéndose en un componente importante de la superficie boscosa a nivel mundial (FAO, 2001). Existen diversos tipos de plantaciones, las que varían en composición, estructura e intensidad de manejo según el objetivo con que se establecen. El tipo forestal más controversial corresponde a las plantaciones industriales con fines comerciales, en particular el modelo intensivo, el que tiene por objetivo producir la mayor cantidad de madera en el menor tiempo posible (Cossalter y Pye-Smith, 2003). Este modelo se conforma de monocultivos coetáneos a gran escala (Overbeek et al., 2012) y utiliza géneros de rápido crecimiento como *Pinus*, *Eucalyptus* y *Acacia* (FAO, 2000), siendo *Pinus* el más común en la industria (Indufor, 2012). Estas plantaciones han cuadruplicado su superficie en el hemisferio sur durante las últimas dos décadas (Overbeek et al., 2012), tendencia que va en marcado aumento (MA, 2005). Bajo este escenario, es necesario evaluar el impacto potencial de las plantaciones forestales basadas en monocultivos sobre los sistemas bióticos (Lantschner et al., 2011).

Existe un intenso debate sobre cómo las plantaciones forestales afectan la biodiversidad de un lugar (Brockhoff *et al.*, 2008). Este impacto varía en función del contexto, ya que depende de las prácticas de manejo, la heterogeneidad del paisaje forestal y el uso de suelo previo a la plantación, entre otros (Hartley 2002, Lindenmayer and Hobbs 2004, Hayes et al. 2005). Por ejemplo, cuando las plantaciones reemplazan otros suelos productivos como la agricultura, estas se consideran menos nocivas e inclusive benéficas en comparación al uso de suelo que reemplazaron (Stephens y Wagner, 2007; Brockhoff et al., 2008). Sin embargo, cuando existe reemplazo de la vegetación original resulta en una importante pérdida de hábitat para diferentes especies animales (Lindenmayer y Fischer, 2006; Brockhoff et al., 2008). Si bien las plantaciones forestales basadas en especies exóticas se han considerado como “desiertos biológicos” (Bonham et al., 2002; Stephens y Wagner, 2007), numerosas investigaciones demuestran que estos bosques artificiales pueden albergar una importante cantidad de flora y fauna (Carnus et al., 2006; Simonetti, 2006; Brockhoff et al., 2008). Sin embargo, las respuestas de las poblaciones silvestres a las plantaciones forestales son extremadamente diversas (Gardner et al., 2007).

Identificar los factores que influyen sobre la distribución y abundancia de fauna silvestre ha sido históricamente un asunto de importancia clave en la ecología, cercanamente relacionado al estudio de selección y uso de hábitat (Fernández et al., 2003). La selección del hábitat es un proceso multiescalar, que varía desde la macroescala, entendiéndolo como el área total en la que el organismo desarrolla su ciclo vital, a la microescala, que hace referencia a las características estructurales directas percibidas por el organismo (Tarjuelo et al., 2010). Es por esto que la escala cobra particular importancia, dado que las diferentes especies perciben y responden a las características del paisaje a distintos niveles (Wu y Loucks, 1995), pudiendo una plantación forestal afectar la biodiversidad a distintas escalas espaciales (Wigley y Roberts, 1997).

Diferentes variables del hábitat local como del paisaje pueden influir sobre la fauna en plantaciones forestales. A escala local, la edad del rodal (Lindenmayer y Hobbs, 2004) influye sobre vertebrados e invertebrados en plantaciones de pino radiata (e.g. Gepp, 1976; Friend, 1982a; Friend 1982b; Pawsey 1996); la complejidad estructural de la vegetación presenta un efecto positivo sobre las aves y mamíferos en diversas plantaciones (Hartley 2002; Lindenmayer y Hobbs, 2004; Nájera y Simonetti, 2010; Ramírez y Simonetti, 2011); otros factores de importancia incluyen la ubicación de la plantación, la edad de rotación y si se trata de un monocultivo o una mezcla de especies forestales (Cossalter y Pye-Smith, 2003). A escala de paisaje se ha destacado el arreglo espacial de los distintos tipos de cobertura vegetal, los cuales influirían sobre la biodiversidad al generar ambientes que pueden ser aprovechados diferencialmente por anfibios, aves y mamíferos (Mazerolle y Villard, 1999; Lindenmayer y Hobbs, 2004; Dummel y Pinazo, 2013). Por otra parte, el estudio de la rugosidad del suelo contribuye a describir el hábitat como a generar modelos predictivos de fauna silvestre (Wiggers y Beason, 1986; Sappington et al., 2007).

En Chile, las plantaciones forestales comprenden aproximadamente 2,86 millones de ha., constituidas principalmente por *Pinus radiata* y seguido por especies del género *Eucalyptus* (INFOR, 2019). En la zona central, desde la Colonia se ha modificado profundamente el paisaje natural, fenómeno que se intensificó hace dos siglos, con la deforestación de la zona centro y centro-sur para fomentar el desarrollo agrícola (Cunill, 1971; Cavieres et al., 1986). Desde 1922 se ha iniciado un nuevo y sostenido proceso, la reforestación con especies exóticas, sobre todo con *P. radiata*, el cual ha reemplazado principalmente áreas degradadas por la agricultura, pero también bosque nativo (Cavieres et al., 1986; Contesse, 1987; Estades y Escobar, 2005). Hoy en día, las plantaciones de pino radiata se extienden desde la región de Valparaíso hasta la región de Los Lagos (Mead, 2013; INFOR, 2019), concentrándose principalmente en la Cordillera de la Costa entre la región del Maule y la Araucanía (76,1%) (Lara et al., 1995; Infor, 2019). Esta zona, además de albergar el patrimonio de las grandes empresas forestales también forma parte de los 34 *hotspots* mundiales, donde concentraciones excepcionales de especies endémicas se ven amenazadas por extensas pérdidas de hábitat (Myers et al., 2000). Por lo tanto, así como incluye sectores de gran biodiversidad también presenta hábitats fuertemente degradados (MMA, 2011).

A pesar del manejo intensivo al que son sometidas estas plantaciones, los estudios realizados en el país demuestran que éstas albergan una gran cantidad de especies de fauna, incluyendo vertebrados e invertebrados (Estades y Escobar, 2005). Ha existido un esfuerzo importante a nivel nacional por estudiar las características de estos cultivos que pudieran afectar la presencia y abundancia de fauna nativa dentro de las plantaciones. Por ejemplo, diferentes estudios han evaluado el efecto del sotobosque sobre insectos (Cerdeña et al, 2015), reptiles (Uribe y Estades, 2014), aves (Tomasevic y Estades, 2008), micromamíferos (Muñoz-Pedrerros y Murúa, 1989; Muñoz-Pedrerros et al., 1990; Saavedra y Simonetti, 2005) y mamíferos de mayor tamaño (Simonetti et al., 2013; Escudero et al., 2019). Otro factor evaluado ha sido la edad de la plantación, habiéndose estudiado su efecto sobre insectos (Briones y Jerez, 2007), reptiles (Uribe y Estades, 2014) y aves (Tomasevic y Estades, 2007). Otros factores de menor atención han sido la pendiente, dureza del suelo y la cercanía al bosque nativo (Pérez, 2004; Saavedra y Simonetti, 2005; Escudero et al., 2019). La mayor parte de estos estudios tienen un

carácter local, donde la mayoría de las variables independientes se han medido en el punto de muestreo o “parcela”, hecho que se acentúa para las especies de menor tamaño y menor movilidad, como es el caso de los micromamíferos.

Los pequeños mamíferos son un componente importante en el ecosistema debido a la gran proporción de biomasa animal que representan (Gibbons, 1998) y por ocupar un papel crucial en la cadena alimenticia (Tarjuelo et al., 2010), ya que son dispersores de semillas (Andresen, 2000; Muñoz y Bonal, 2007, Muñoz y Bonal, 2011) y de hongos (Trappe y Claridge, 2005), depredadores de importantes plagas de insectos (Pearson, 2000) y además conforman la principal fuente de alimento para muchas aves y mamíferos (San-José et al., 2014). En consecuencia, un impacto sobre este grupo podría conducir a un efecto cascada a través del ecosistema (Manning y Edge, 2004). Sin embargo, nuestro conocimiento sobre los factores que afectan su abundancia a distintas escalas espaciales aún es limitado (Heisler et al., 2013; Shepherd y Ditgen, 2016).

El presente trabajo evaluó las variables a escala local y de paisaje que influyen en la abundancia de diferentes especies de micromamíferos nativos en paisajes dominados por plantaciones de pino radiata. De esta forma, se buscó enriquecer la evidencia científica que permite entender, planificar y manejar las plantaciones forestales de forma ambientalmente responsable.

## **Objetivo General**

Determinar el efecto de las variables de hábitat y de paisaje que influyen en la abundancia de las diferentes especies de micromamíferos en plantaciones de pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) en la zona costera de las regiones del Maule, Ñuble y Biobío.

## **Objetivos específicos**

- Determinar las variables a escala local que influyen en la abundancia de las distintas especies de micromamíferos en plantaciones de pino radiata.
- Determinar las variables a escala de paisaje que influyen en la abundancia de las distintas especies de micromamíferos en plantaciones de pino radiata.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Para el presente trabajo se utilizaron los datos del proyecto FONDECYT 1080463 titulado “Tamaño de rodal de cosecha y conservación de la biodiversidad en plantaciones de pino”. El estudio se realizó en siete predios forestales: Guanaco-El Tollo, Tregualemu y Crisoles-Manantiales, propiedad de MASISA S.A.; Melencura-Name, Quivolgo y Montezorro, propiedad de Celulosa Arauco y Constitución (CELCO); y San Pedro y las Cañas, propiedad de Forestal Mininco. Estos predios se encuentran distribuidos latitudinalmente a lo largo de la cordillera de la costa entre la Región del Maule, Región de Ñuble y Región del Biobío (Figura 1), delimitados al norte por la cuenca del Río Mataquito y hacia el sur por la cuenca del Río Biobío, abarcando principalmente las provincias de Talca, Cauquenes, Itata y Concepción (Apéndice 1). El conjunto de sitios se ubica en la Cordillera de la costa y tienen en común la presencia de monocultivos de *Pinus radiata* (*Pinus radiata* D. Don).

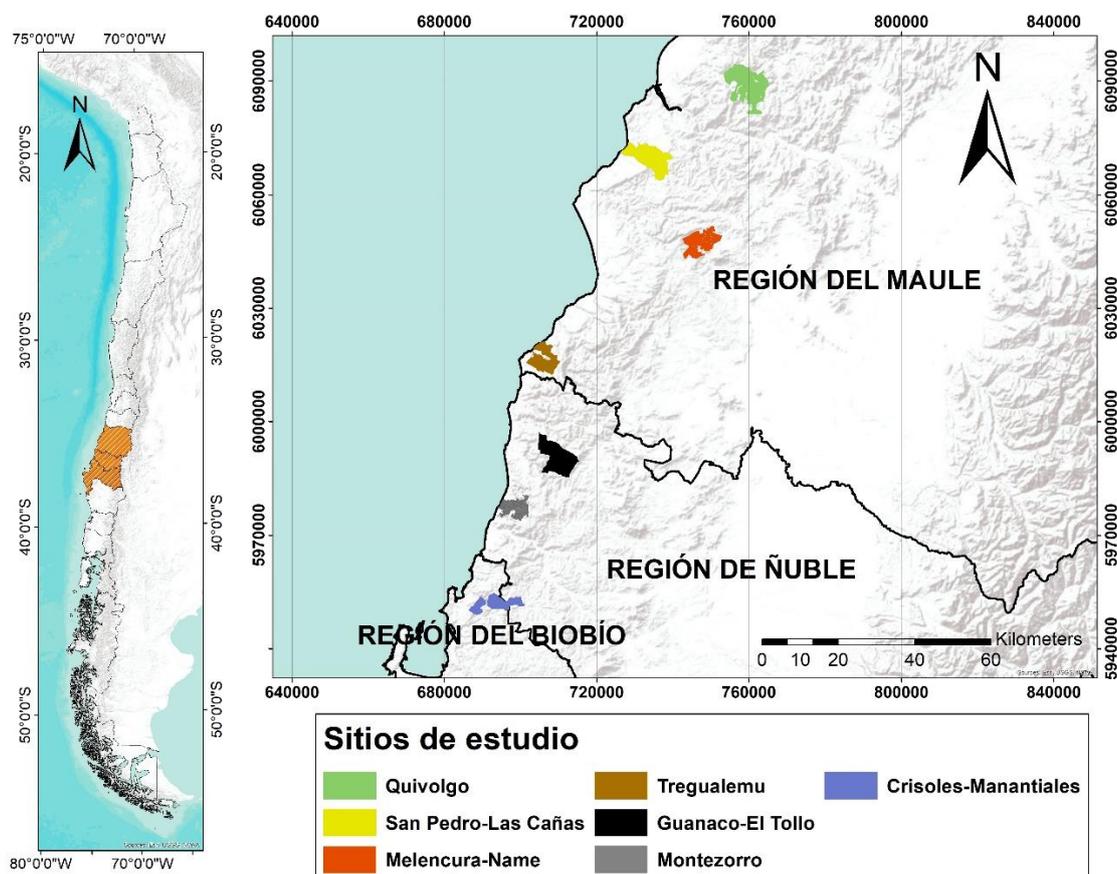


Figura 1. Área de estudio.

El área de estudio presenta un clima Templado Mediterráneo (de verano cálido), en el área de transición longitudinal entre el clima Mediterráneo y el Mediterráneo con influencia oceánica, según la actualización de la clasificación climática de Köppen-Geiger (Köppen 1900 presentada en última versión (1961) por Rudolf Geiger) aplicada para Chile continental por Sarricolea et al. (2017). Esta zona de transición se caracteriza por el régimen de lluvias de invierno y una estación seca de 6 meses. Las temperaturas medias anuales son de 19° C con extremas superiores a los 30° C en verano y mínimas inferiores a 0° C en invierno. El clima Mediterráneo con influencia oceánica presenta un marcado efecto de la humedad costera y la nubosidad sobre la temperatura.

Según la clasificación vegetacional de Gajardo (1994), la vegetación natural en el área de los primeros seis predios (de norte a sur) son Bosques Caducifolios Maulinos, correspondientes a la Subregión del Bosque Caducifolio Montano, a su vez inserto en la Región del Bosque Caducifolio. Esta formación se caracteriza por la presencia de árboles caducifolios distribuidos en cumbres, laderas y quebradas con influencia oceánica, siendo el hualo (*Nothofagus glauca*) la especie representativa. Por otra parte, la vegetación natural en el último predio (Conjunto Leonera-Crisoles-Manantiales), corresponde a Bosques Caducifolios de Concepción de la Subregión del Bosque Caducifolio del Llano, inserto en la Región del Bosque Caducifolio. Esta formación se caracteriza por su alta riqueza florística original, de la cual hoy sólo quedan remanentes. Las especies más representativas son el roble (*Nothofagus obliqua*), el lingue (*Persea lingue*) y el peumo (*Cryptocarya alba*), entre otras, además, se destaca la presencia de especies arbóreas laurifolias escasas como el queule (*Gomortega keule*) y el mañío de hojas largas (*Podocarpus saligna*). Ambos tipos boscosos han sido históricamente fuertemente reemplazados por plantaciones de *Pinus radiata* (Gajardo, 1994).

Cabe destacar que los ecosistemas más amenazados del país se sitúan entre las regiones de O'Higgins y del Biobío (Pliscoff, 2015). Esto se debe al severo cambio de uso de suelo, donde la tala irregular de bosques y la plantación de especies exóticas ha ocasionado una pérdida significativa del bosque nativo (MMA, 2014). En el sector costero que abarca desde el Río Maule hasta Cobquecura (zona de estudio), se registró una reducción de bosque nativo equivalente a un 67% en el periodo 1975-2000 (Echeverría et al., 2006). Hoy en día, la superficie cubierta de plantaciones corresponde a un 33,9% de la superficie total de la región del Biobío y un 20,9% en el caso de la región del Maule (INFOR, 2019). Aún más, el área de estudio se emplaza dentro del "hotspot" descrito para Chile (Mittermeier et al., 1999; Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2004), presentando un 0,5% del total de plantas vasculares del mundo y un alto porcentaje de vertebrados endémicos, además de haber sufrido la pérdida del 70% de la superficie cubierta por vegetación original (Myers et al., 2000). Este hotspot se encuentra en amenaza latente debido a que Chile es un país de crecimiento rápido y constante, manteniendo una economía fuertemente dependiente de sus recursos naturales (Arroyo et al., 2006).

## Diseño del estudio

### Selección de sitios de muestreo

El diseño del estudio involucró, a nivel geográfico, distintas unidades y escalas, por lo cual se definieron estos conceptos de acuerdo a la realidad en terreno, la metodología de la toma de datos y los objetivos del presente trabajo.

La “estación de estudio” corresponde a la unidad menor del muestreo y consiste en un área de 4 hectáreas (cuadrado de 200 x 200 metros) de superficie, la cual se encuentra establecida en base a una coordenada central (“punto de estudio” o “C”) y se sitúa dentro de un “rodal” (Figura 2). Un rodal es una plantación con características homogéneas: se compone de una especie (monocultivo), en este caso, de pino radiata (*Pinus radiata*); donde todos los individuos se han plantado en un mismo año y luego de un período de tiempo serán cosechados en conjunto. Estos rodales fueron seleccionados en base a su edad, diferenciándose 4 grupos etarios: nuevo (1-2 años), joven (4-5 años), mediano (9-10 años) y adulto (17-20 años). Así como cada estación de estudio de situaba dentro de un rodal, a su vez, estos rodales se encuentran insertos dentro de un “sitio de estudio” (Figura 2). Este último corresponde a la unidad geográfica mayor, equivalente a un predio o conjunto de predios forestales. Consiste en un área extensa que contiene un mosaico de rodales heterogéneos (en tipo de cobertura o edad).

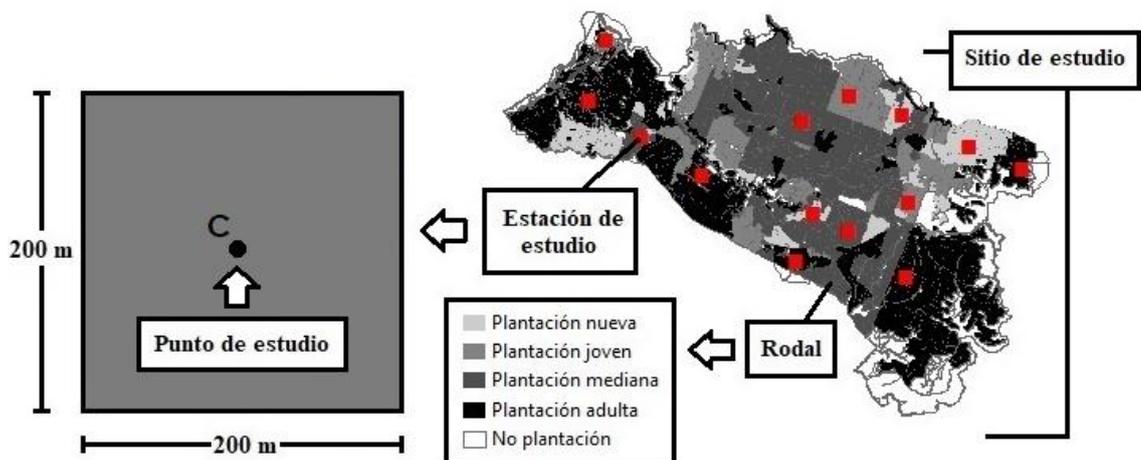


Figura 2. Unidades básicas espaciales (punto de estudio < estación de estudio < rodal < sitio de estudio) ejemplificadas por medio del sitio de estudio San Pedro - Las Cañas.

Se escogieron 7 sitios de estudio en los cuales estuvieron todas las clases etarias representadas idealmente en 5 o al menos 3 cada una. Sin embargo, las condiciones en terreno permitieron evaluar 73 rodales, y por ende, 73 estaciones de estudio (una por cada rodal), provenientes de 7 sitios, con la configuración de edades que se muestra en el Cuadro 1.

Sitios de estudio	Configuración de rodales seleccionados
Quivolgo	5 adultos - 3 jóvenes - 3 nuevos
San Pedro-Las Cañas	5 adultos - 3 medianos - 3 jóvenes - 3 nuevos
Melencura-Name	5 adultos
Tregualemu	5 adultos - 3 jóvenes - 3 nuevos
Guanaco-El Tollo	5 adultos - 3 medianos - 3 jóvenes - 3 nuevos
Montezorro	5 adultos
Crisoles-Manantiales	5 adultos - 3 medianos - 3 jóvenes - 2 nuevos

### Toma de datos y obtención de variables

Entre los años 2008-2012, se evaluaron micromamíferos y variables locales en las estaciones de estudio. Cada estación fue evaluada dos veces durante ese período, una vez en temporada reproductiva y otra en temporada no reproductiva. A continuación se describen las metodologías de obtención y categorización de las variables para micromamíferos (variable respuesta), variables locales y variables a escala de paisaje.

**Micromamíferos.** Para registrar la abundancia de diferentes especies de micromamíferos se estableció una grilla de 10 filas (100 m x 100 m) al centro de cada estación de estudio (Figura 3). En cada grilla se instalaron 100 trampas de captura viva tipo Sherman (10 trampas por fila) durante tres noches (Jones et al., 1996). Todos los micromamíferos capturados fueron marcados e identificados con crotal (placa con serie numérica única para cada individuo), a excepción de los marsupiales y las especies exóticas. En el caso de los marsupiales, estos fueron individualizados a través de cortes de pelo.

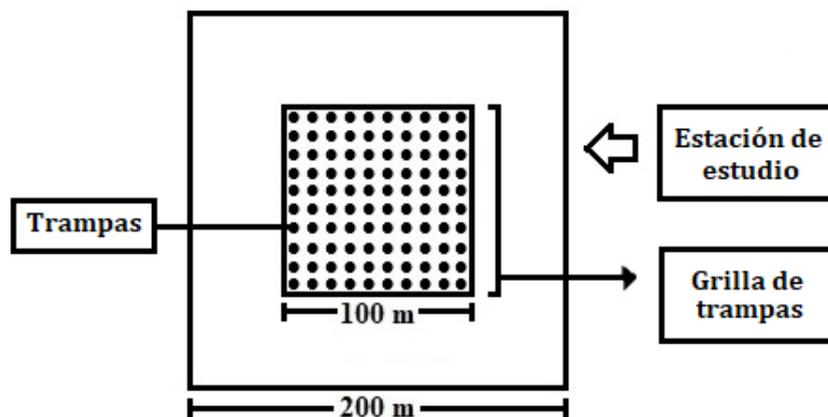


Figura 3. Trampas para el muestreo de micromamíferos dispuestas en una grilla (10 columnas y 10 filas) al centro de la estación de estudio.

En base a estos datos, se calculó la tasa de captura según Mills et al. (1991) como índice de la abundancia para las distintas especies de roedores presentes en cada estación de estudio. Esta tasa se calculó como el número mínimo de individuos conocidos vivos (MNA) (Simonetti, 1986) dividido por el total de trampas noche (esfuerzo de captura). El total de trampas noche se calculó en base al número de trampas disponibles por noche para cada especie, descontando los casos en que factores externos inhabilitaran la trampa

para la captura (captura de otra especie, pérdida de cebo, trampa desplazada por perros o zorros, etc.).

**Variables locales.** La escala local corresponde a la escala menor, la cual tiene relación directa con el punto de estudio y la estación de estudio, por lo tanto, corresponde a las características del ambiente que interactúan en forma directa con la fauna registrada en el muestreo. Las variables asociadas a esta escala son: volumen de vegetación por estrato, edad del rodal y latitud de la estación de estudio.

Volumen de vegetación por estrato: En cada estación de estudio se evaluaron 4 parcelas circulares de 25 metros de radio en cada vértice de la grilla de muestreo de micromamíferos (Figura 4). En cada parcela se describió la vegetación en términos de volumen de follaje ( $m^3/ha$ ) para cada especie según Estades y Temple (1999), calculando la cobertura de cada especie (estimación visual) en cuatro estratos: estrato bajo (de 0 a 30 cm), medio (de 30 cm a 2 m), alto (de 2 a 6 m) y superior (mayor a 6 m). Finalmente, se asignó para cada estación de estudio el promedio de los valores de volumen de las 4 parcelas, por estrato.

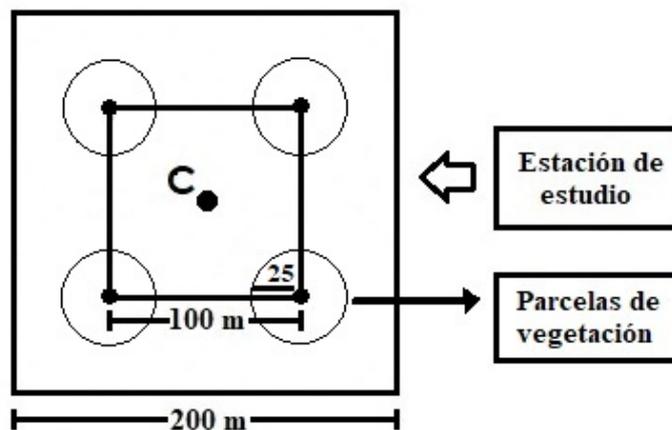


Figura 4. Parcelas de vegetación de 25 metros de radio en cada vértice de la grilla de evaluación de micromamíferos para cada estación de estudio.

Edad del rodal: Se categorizaron las estaciones de estudio en base a la edad del rodal en que se encuentran, diferenciándose 4 grupos etarios: nuevo (1-2 años), joven (4-5 años), mediano (10-11 años) y adulto (17-20 años) (Figura 5); sin embargo, para los análisis estadísticos se utilizó la moda de cada grupo: 2, 5, 10 y 20.





Figura 5. Grupos etarios de las plantaciones: nueva (a), joven (b), mediana (c) y adulta (d).

**Latitud:** Dada la amplitud latitudinal de las estaciones de estudio (143 kilómetros) y la transición de tipo boscoso (Bosque Caducifolio Maulino a Bosque Caducifolio de Concepción) esta variable podría evidenciar alguna diferencia en el comportamiento de la abundancia de alguna especie, dada la interacción con su entorno. La variación latitudinal se midió en base a la coordenada Norte (UTM, WGS 1984 Zona 18 Sur) del punto de estudio de la estación.

**Variables a escala de paisaje.** Las variables asociadas a esta escala son: porcentaje de cobertura e índice de rugosidad calculadas en un buffer de 300 metros de radio. Se confirmó la propiedad de un buffer de 300 m de radio mediante un análisis multiescalar (Fahrig, 2013; Apéndice 2) el cual identificó buffers de 200 y 300 metros ( $p < 0,001$ ) como adecuados para la representación del paisaje para las diferentes especies evaluadas. Se optó por el buffer de 300 metros por incluir al de 200. Además, este valor supera ampliamente el ámbito de hogar de micromamíferos de la zona ( $< 0,5$  ha) (Muñoz-Pedrerros, 1992) y los individuos no parecen estar familiarizados con el entorno sobre los 500 metros desde el sitio de captura (Villaseñor et al., 2013).

**Porcentaje de cobertura:** Para evaluar la cobertura se utilizaron datos cartográficos de las empresas forestales MASISA, CELCO y Mininco. En primer lugar, se corrigieron los errores de las capas, se completaron las zonas sin información y se unificó la terminología. Sólo tres coberturas se presentaron de manera regular: bosque nativo, pino y pino cosechado. Se calculó entonces el porcentaje para cada una de estas coberturas dentro de los 300 metros de buffer desde cada punto de estudio.

**Índice de rugosidad:** Para cuantificar esta variable se utilizó el índice de rugosidad (TRI) de Riley et al. (1999), el cual, basado en un modelo digital de elevación (DEM), utiliza la sumatoria de los cambios en la elevación de un pixel en relación a los 8 que lo rodean, asignando un nuevo valor a la celda central. Este valor aumentará a medida que el terreno se haga más escarpado, ya sean picos o depresiones (Figura 6). Obtenido el valor del índice se categorizó en bajas y altas, definiendo el punto de corte como “sobre la media más una desviación estándar”, siguiendo a Escobar (2018). Finalmente la rugosidad fue calculada como la proporción de celdas con una alta rugosidad en un buffer de 300 metros desde cada punto de estudio y se trabajó con el software Arcgis 10.4 con el DEM del ASTER U.S./Japan Science Team.

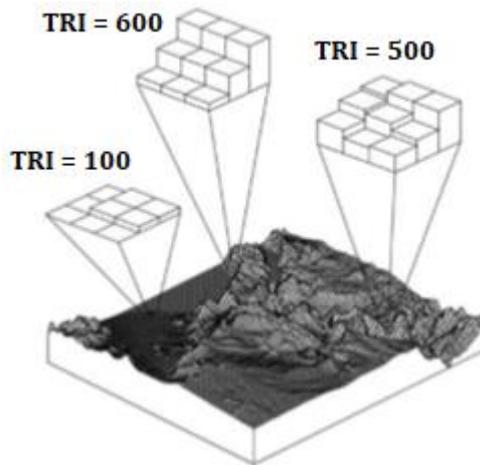


Figura 6. Interpretación gráfica el índice de rugosidad de Riley (esquema modificado desde Sappington et al., 2007) para un terreno con distintos valores de rugosidad (TRI).

### Análisis estadístico

Se realizó un análisis exploratorio de los datos que incluyó la realización de un histograma de la abundancia de cada especie de micromamífero. Para el análisis estadístico se descartaron aquellas especies con menos de 50 registros y las especies exóticas; estas últimas no fueron marcadas, por lo que no se cuenta con datos de MNA. Para las especies nativas con suficientes registros se utilizaron *box-plot* para identificar *outliers* o datos atípicos, para luego ser corroborados o corregidos desde la base de datos. Además, se calcularon correlaciones entre variables predictivas. Cuando hubo una alta correlación entre variables ( $r \geq 0,69$ ), se conservó aquella con mayor relevancia ecológica.

Para evaluar el efecto de las variables a escala local y de paisaje sobre la abundancia de cada especie de micromamífero, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) con distribución de Poisson. La tasa de captura por 1000 trampas se utilizó como variable respuesta. Todas las variables predictivas fueron estandarizadas (media=0, sd=1). El sitio de estudio se incorporó como efecto aleatorio (N= 7) en los modelos, para considerar la dependencia espacial entre las muestras provenientes de un mismo sitio. Finalmente se evaluó la sobredispersión de los modelos debido a que, en algunos conjuntos de datos, Poisson muestra una varianza superior a la esperada, por lo que cuando los modelos presentaron sobredispersión se incluyó cada observación como efecto aleatorio (N=73).

## RESULTADOS

**Micromamíferos.** Se detectaron 10 especies de micromamíferos, de las cuales 8 especies son nativas y 2 especies exóticas (Cuadro 2; Apéndice 3). Cuatro especies nativas permitieron análisis estadístico: el ratón oliváceo (*A. olivaceus*), el ratón de pelo largo (*A. longipilis*), el ratón de cola larga (*O. longicaudatus*) y el ratón orejudo de Darwin (*P. darwini*) (Apéndice 4 y 5).

Cuadro 2. Especies de micromamíferos registradas en el área de estudio, su origen y su respectivo número mínimo de individuos conocidos vivos (MNA).

Orden/Nombre científico	Nombre común	Origen	MNA
<b>Microbiotheria</b>			
<i>Dromiciops gliroides</i>	Monito del monte	Nativo	1
<b>Didelphimorphia</b>			
<i>Thylamys elegans</i>	Yaca	Nativo	12
<b>Rodentia</b>			
<i>Abrothrix olivaceus</i>	Ratón oliváceo	Nativo	1126
<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratón de pelo largo	Nativo	873
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	Nativo	200
<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejudo de Darwin	Nativo	368
<i>Chelemys megalonyx</i>	Ratón topo de matorral	Nativo	25
<i>Rattus sp</i>	Rata o guarén	Exótico	n.a
<i>Octodon bridgesi</i>	Degú de los matorrales	Nativo	6

No aplica (n.a); para especies con datos no conocidos. Para más detalle sobre las especies nativas ver Apéndice 3.

**Variables locales.** El rango de valores registrado para el volumen de vegetación por estrato, la edad del rodal y la latitud se pueden observar en el Cuadro 3 (detalle por estación de estudio en Apéndice 6). En vista de que la variable volumen de vegetación pretende caracterizar el sotobosque, se excluyó el volumen de estrato superior (>6m), debido a que sólo representa a las copas de las plantaciones de pino.

Cuadro 3. Valores mínimos y máximos para las distintas variables a escala local

Variables locales	Volumen estrato bajo	Volumen estrato medio	Volumen estrato alto	Volumen estrato superior	Edad (Etapa)	Latitud (UTM) (m)
	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)		
Rango	15,9-98,2	0-719,7	0-1034,4	0-4575,2	Nuevo-Adulto	5949678-6093119

**Variables a escala de paisaje.** El rango de valores totales tanto para los porcentajes de cobertura como para el índice de rugosidad se observan en el Cuadro 4 (detalle por estación de estudio disponible en Apéndice 7). Dado que el porcentaje de cobertura de cosechado presentó una alta proporción de ceros se descartó esta variable del análisis.

Cuadro 4. Valores mínimos y máximos para las variables a escala de paisaje (300 m)

Variables de paisaje	Porcentaje cobertura pino	Porcentaje cobertura nativo	Índice de rugosidad
	Proporción (%)		
Rango	0,53 - 0,97	0 - 0,33	0 - 76,99

**Correlaciones entre variables.** Algunas de las variables predictivas presentaron altas correlaciones ( $r \geq 0,69$ ) (Apéndice 8). Dentro de los porcentajes de volumen de vegetación por estrato se detectó una alta correlación entre el volumen del estrato bajo y del estrato medio ( $r = 0,69$ ) y entre el volumen del estrato alto y del estrato medio ( $r = 0,7$ ), por esto se descartó el volumen de estrato medio. Luego, al encontrarse la variable edad altamente correlacionada con el volumen del estrato alto ( $r = 0,71$ ) se descartó la edad como variable y se conservó el volumen de estrato alto por considerarse una variable con mayor relevancia ecológica para los micromamíferos y porque la edad, al ser medida como un factor pierde poder estadístico en los análisis. Finalmente, dentro de los porcentajes de cobertura, el porcentaje de cobertura de pino presentó una alta correlación negativa con el porcentaje de cobertura de nativo ( $r = -0,87$ ), donde se conservó la cobertura de nativo por aportar mayor información al análisis ya que el pino es la cobertura dominante de estos paisajes.

**MLGM.** Las variables a escala local y de paisaje influyeron sobre la abundancia de las especies de micromamíferos (Cuadro 5 y Apéndice 9). En el caso de las variables locales, el volumen del estrato bajo influyó positivamente sobre la abundancia de *A. olivaceus*, *O. longicaudatus* y *P. darwini*; pero influyó negativamente sobre *A. longipilis*. En el caso del volumen de estrato alto, esta variable afectó negativamente a *A. olivaceus* y a *P. darwini*, pero positivamente a *A. longipilis*. Por otro lado, un aumento en la latitud (en UTM) influyó negativamente sobre *A. longipilis*. En el caso de las variables a escala de paisaje, el porcentaje de cobertura de nativo influyó de manera positiva sobre la abundancia de *A. olivaceus* y *A. longipilis*. Por otra parte, el índice de rugosidad presentó un efecto negativo sobre *A. olivaceus* y un efecto positivo sobre *P. darwini*.

Cuadro 5. Coeficientes de variables de hábitat y paisaje (log link) modelando la abundancia (número de capturas/1000 trampas) de cada especie de micromamífero de acuerdo a Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) con distribución de Poisson y corregidos por sobredispersión. Todas las variables predictivas fueron estandarizadas (media= 0, sd =1) previo al ajuste de modelos.

Especie	Variables locales			Variables de paisaje (300 metros buffer)	
	Volumen del estrato bajo	Volumen del estrato alto	Latitud (UTM)	Porcentaje Cobertura de Nativo	Índice de Rugosidad
<i>A. olivaceus</i>	0,30***	-0,27**	-0,04	0,26***	-0,21*
<i>A. longipilis</i>	-0,41*	0,72***	-1,14***	0,44**	-0,26.
<i>O. longicaudatus</i>	0,58*	-0,30	0,22	0,32	-0,23
<i>P. darwini</i>	0,79**	-2,39***	0,28	0,32	0,50*

La significancia estadística se encuentra expresada mediante “\*” ó “.”; .P < 0.1; \*P < 0.05; \*\*P < 0.01; \*\*\*P < 0.001. Para resultados más detallados ver Apéndice 9.

## DISCUSIÓN

Los resultados revelan que estas especies de micromamíferos en la zona centro sur de Chile responden a las características del hábitat en su entorno inmediato como también del paisaje circundante. Esto tiene importantes implicancias para el manejo de plantaciones forestales, ya que las intervenciones pueden tener efectos no sólo en la fauna del sitio, sino también en la fauna que habita zonas que no están siendo directamente afectadas. Las diferencias en los efectos de las variables a escala local y de paisaje sobre las distintas especies resaltan las diferencias entre organismos para percibir y utilizar el entorno. No hubo una respuesta común para todas las variables que se repitiera entre especies y sólo una variable presentó el mismo efecto sobre todas las especies, la presencia de bosque nativo adyacente a la plantación, sin embargo, este efecto no fue significativo para todas las especies. Al comparar estos resultados con investigaciones realizadas en ambientes nativos en Chile es posible encontrar ciertas concordancias, por lo tanto, los patrones de selección del hábitat de las especies investigadas serían consistentes entre ambientes naturales y plantaciones forestales. Las variables con mayor efecto estuvieron relacionadas a la vegetación. La vegetación juega un rol importante en la selección del hábitat ya que afecta la locomoción, la oferta de recursos alimenticios y el riesgo de depredación de los roedores (Danielson y Anderson, 1999; Carey y Harrington, 2001; Manning y Edge, 2004). Por lo tanto, es importante impulsar medidas de manejo forestal sostenible con especial énfasis en la vegetación nativa.

### **Abundancia de micromamíferos**

*A. olivaceus*, *A. longipilis*, *O. longicaudatus* y *P. darwini* fueron los micromamíferos más abundantes, con un 93% del total de capturas (Cuadro 2), resultado concordante con las abundancias registradas para los bosques de la zona (Murúa et al., 1987; Kelt, 2000) a excepción del ratón orejudo de Darwin, el cual se asocia en mayor medida a zonas con áreas abiertas (Campos, 1996). Estas especies tienen una amplia distribución en Chile (Muñoz-Pedrerros y Yañez, 2009) y suelen habitar también plantaciones de pino (Muñoz-Pedrerros, 1992; Saavedra y Simonetti, 2005, Rubio et al., 2019).

### **Variables a escala local que influyen en la abundancia de micromamíferos en plantaciones de pino radiata**

#### **Volumen de vegetación por estrato**

La abundancia de *A. olivaceus*, *O. longicaudatus* y *P. darwini* fue más alta en rodales con mayor volumen de vegetación en el estrato bajo y fue menor en rodales con alto volumen de vegetación en el estrato alto (Cuadro 5). Estos resultados coinciden con lo reportado

en ambientes naturales por Murúa y González (1982) en el caso de *O. longicaudatus*, con Kelt (2000) en el caso de *A. olivaceus* y en el caso de *P. darwini* con su preferencia por hábitats abiertos (Bonaventura et al., 1998). A medida que una plantación es más joven, más luz entra al suelo debido a que no poseen un dosel muy desarrollado, presentando una mayor presencia de gramíneas y por tanto más oferta de semillas (Chiappe, 2014), favoreciendo la aparición de estas especies de roedores, los cuales presentan una dieta principalmente herbívora, con una alta incursión en la granivoría (Iriarte, 2008; Muñoz-Pedrerros y Yañez, 2009).

En cambio, la abundancia de *A. longipilis* fue mayor en rodales con un alto volumen del estrato alto y un bajo volumen de vegetación en el estrato bajo (Cuadro 5), resultado que coincide con Kelt (1994) y Muñoz-Pedrerros et al. (1990) en ambientes naturales. *A. longipilis* es descrita comúnmente como especie de bosque (Celis-Diez et al., 2011) y presenta una dieta principalmente fungívora (75%) para la zona de estudio (Muñoz-Pedrerros et al., 1990), por lo cual se ve beneficiada de ambientes con dosel más cerrado, característica que propicia el crecimiento de hongos (Furci, 2007).

## **Latitud**

Sólo se detectó un efecto latitudinal sobre la abundancia de una especie: *A. longipilis*. La abundancia del ratón de pelo largo disminuyó hacia las estaciones de estudio ubicadas más al norte. Esta especie presenta una distribución menos extensa hacia el norte (Apéndice 4), probablemente debido a su principal limitante fisiológica: la capacidad de regulación del agua (Cortés, 1986; citado por Murúa et al., 2005). Por lo tanto, ambientes más cálidos en la zona norte limitarían la abundancia de *A. longipilis*, mientras que la disminución de la temperatura en la zona sur promovería una mayor abundancia.

## **Variables a escala de paisaje que influyen en la abundancia de micromamíferos en plantaciones de pino radiata**

### **Porcentaje de cobertura del bosque nativo**

Las abundancias de *A. olivaceus* y *A. longipilis* fueron mayores cuando la cobertura de bosque nativo fue mayor en el paisaje (300 m de radio). Estas especies se ven beneficiadas con una mayor cobertura de bosque nativo alrededor de la plantación de pino, posiblemente porque estos ambientes presentan una mayor complejidad estructural y proveen una mayor variedad de recursos en comparación a la plantación monoespecífica (Muñoz-Pedrerros y Murúa, 1989; Ramírez y Simonetti, 2011), aumentando entonces las posibilidades de diversificar tanto la flora como la fauna del entorno.

Si especies comunes y abundantes como *A. olivaceus* (una especie generalista) y *A. longipilis* (una especie típica de ambientes boscosos), se benefician de la cantidad de bosque nativo en el paisaje podría ser entonces aún más significativo el efecto del bosque nativo sobre especies especialistas de bosque cuyos registros en las plantaciones son más

escasas como el monito de monte (*Dromiciops gliroides*) (Saavedra y Simonetti, 2005; Uribe et al., 2017).

### **Índice de rugosidad**

La abundancia de *P. darwini* fue más alta en rodales que presentaron mayor rugosidad del suelo a diferencia del caso de *A. olivaceus*, el cual presentó una menor abundancia en terrenos más rugosos. Bonaventura et al. (1998) reportó en hábitats nativos de Argentina la preferencia de *P. darwini* por hábitats abruptos y rocosos, asociándolo con características morfológicas que le permitirían un desempeño más eficiente: alta longitud de cola y alta longitud de pies. Esto también explicaría la relación negativa de *A. olivaceus* con los terrenos de alta rugosidad, ya que sus medidas proporcionales de largo de cola y pie son menores a las de *P. darwini*. La cola de *A. olivaceus* representa un 20% del tamaño total de su cuerpo y sus pies un 13%, mientras que *P. darwini* presenta una longitud de cola de un 66% del tamaño total de su cuerpo y sus pies un 15% (ver Apéndice 4). Estos resultados también podrían estar asociados a la conducta de estas especies. Por ejemplo, *P. darwini* construye sus nidos en refugios (troncos, rocas, galerías abandonadas), donde los ambientes con perfiles más abruptos pueden contener mayor presencia de refugios naturales para esta especie. En cambio, *A. olivaceus* es un hábil cavador y construye sus propias galerías (Iriarte, 2008; Muñoz-Pedrerros y Yañez, 2009), por lo que podría preferir sitios más planos.

Las variables a escala de paisaje no exhibieron efectos significativos sobre la abundancia de *O. longicaudatus*. Esto puede deberse a su alta capacidad de movimiento, dada su capacidad de dispersión, amplio rango de hogar y hábitos semi-arborícolas (Murúa et al., 1986; Belmar-Lucero et al., 2009), que lo haría menos sensible a la configuración del paisaje. Un caso similar es el reportado por Kozakiewicz et al. (1999) quienes evaluaron los patrones del uso del espacio de cuatro especies de roedores con distintos niveles de movilidad, y donde las especies menos móviles respondieron a ambas escalas, mientras que las especies más móviles sólo fueron afectadas por las variables locales. También se debe considerar que *O. longicaudatus* presenta grandes fluctuaciones poblacionales intra e inter anuales, fluctuación que se manifiesta tanto en bosques nativos como en plantaciones de pino (Murúa et al., 1986; Murúa y González, 1986; Saavedra y Simonetti, 2005; Escobar, 2018) y que se ve intensificada por factores exógenos como periodos de lluvias intensas en zonas semiáridas (Pefaur et al., 1979) o una floración masiva de quila (*Chusquea sp*) en zonas boscosas (Jaksic y Lima, 2003), por lo que la abundancia de esta especie dependería de variables o procesos que operan a otras escalas (por ejemplo, escala temporal).

### **Una oportunidad para la industria forestal**

La actividad forestal a menudo implica menos impacto para la naturaleza que otros usos de suelo y presenta un gran potencial de conservación (Brockhoff et al., 2008). En diferentes partes del mundo el futuro de la biodiversidad depende de cómo se manejan

las tierras productivas (Lindenmayer y Franklin, 2002; Lantschner et al., 2012). Así, a medida que se conozcan las características estructurales a las cuales los pequeños mamíferos se encuentran asociados será posible diseñar prácticas de manejo responsables a pequeña y gran escala (Coppeto et al., 2006, San-José et al., 2014, Ramesh y Downs, 2015). Esto conllevará ganancias bilaterales, ya que se verá beneficiada la biodiversidad y los productores tendrán un producto más competitivo en un mercado con creciente demanda por responsabilidad ambiental (FAO, 2009; Ramírez y Simonetti, 2011). La conservación de la biodiversidad en plantaciones es un principio importante de la mayoría de los sistemas de certificación forestal, sin embargo, en algunos aspectos, la información existente para evaluar el impacto y diseñar metas de manejo de la biodiversidad es insuficiente (Uribe y Estados, 2010).

Este estudio demuestra que tanto las variables a escala local como las de paisaje influyen sobre la abundancia de diferentes especies de micromamíferos en paisajes forestales de la zona centro sur de Chile. Es necesario entonces incluir entre los impactos del manejo forestal la posible afectación de fauna a escala de paisaje. Por lo tanto, las empresas deben potenciar aquellos atributos espaciales que favorecen a la fauna silvestre característica del lugar, como una mayor cobertura del bosque nativo en sus predios. Además de la prohibición de deforestación de bosque nativo establecida por ley (Ley 20.283 de Bosque Nativo) debieran implementarse planes de reforestación dirigidos a aumentar la cobertura de bosque nativo y mejorar la conectividad entre éstos. A nivel internacional, existen iniciativas gubernamentales que operan bajo acuerdos políticos y subvención estatal, como también mixtas, donde ONGs y gobiernos nacionales se coordinan para canalizar recursos públicos y privados hacia una visión común. En Argentina han impulsado grandes iniciativas como el Corredor Verde de Misiones (Ley XVI-N°60). Esta iniciativa suscitó alto interés en la zona, donde varios proyectos independientes trabajan en la creación de microcorredores (APN, 2006). Uno de éstos proyectos lo ha llevado a cabo la empresa forestal Arauco, que ha logrado destinar la mitad de su superficie para conservación, protección e interconexión del bosque nativo (AASA, 2015). Así, acciones responsables y conscientes con el medio ambiente contribuirán a la conservación de la naturaleza y el desarrollo de una industria forestal sostenible.

## CONCLUSIÓN

Las variables locales: volumen de vegetación por estrato y latitud; y las variables de paisaje: porcentaje de cobertura de bosque nativo e índice de rugosidad; presentaron efectos sobre la abundancia de micromamíferos en plantaciones de pino radiata en la cordillera de la costa de la zona centro sur de Chile. El ratón oliváceo (*A. olivaceus*), el ratón de pelo largo (*A. longipilis*), el ratón de cola larga (*O. longicaudatus*) y el ratón orejudo de Darwin (*A. darwini*) respondieron de distintas formas a las variables a escala local y de paisaje, excepto en el caso de la presencia de cobertura de bosque nativo alrededor de la plantación, para lo cual hubo una respuesta positiva generalizada. Cabe destacar que algunas respuestas coinciden con lo reportado en paisajes naturales, por lo que habría una consistencia general en la selección del hábitat.

De las variables analizadas, aquellas asociadas con la vegetación presentaron mayor efecto sobre la abundancia de las especies. A escala local, este efecto se manifiesta a través del volumen del estrato alto (2 a 6 m) y del estrato bajo (0 a 30 cm), mientras que a escala de paisaje se expresa como el porcentaje de cobertura de remanentes de bosque nativo en el paisaje forestal. En menor medida, la latitud y la rugosidad también influyen sobre la abundancia de estos pequeños mamíferos.

Dado que se encontraron efectos tanto a escala local como a escala de paisaje, es posible interpretar que para las especies es relevante tanto lo que pasa en el entorno inmediato como en el paisaje circundante. Esto tiene implicancias directas en el ámbito de la producción forestal, dado que el manejo forestal tendría un efecto directo sobre el sitio de intervención pero además habría que considerar los efectos indirectos sobre las zonas adyacentes al área de trabajo, responsabilizándose por éstos. Identificar qué variables favorecen la mantención de fauna a distintas escalas y conservar o promover aquellas posibles de manejar es apuntar a la creación de un hábitat de calidad. Por ejemplo, como lo ha comprobado este estudio, a través de la protección del bosque nativo.

Si bien el principal objetivo de estas plantaciones es la producción, diversos autores han documentado la utilidad de este ambiente artificial como hábitat para variadas especies, existiendo la oportunidad de conservación de fauna en una plantación forestal, siempre y cuando la gestión de éstas sea ambientalmente responsable con el entorno, siendo capaces de aminorar los efectos directos e indirectos derivados de su manejo que operan a distintas escalas. De esta forma, un manejo forestal responsable es una oportunidad para conservar la biodiversidad.

## BIBLIOGRAFÍA

Andresen, E. 2000. Ecological roles of mammals: the case of seed dispersal. In: A. Entwistle and N. Dunstone. (Eds.). Future priorities for the conservation of mammalian diversity: has the panda had his day?. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. Pp. 11-25.

Arroyo, M.T.K.; P.A. Marquet; C. Marticorena; J. Simonetti; L. Cavieres; F. Squeo. et al. 2006. El Hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. En: P. Saball; M.K. Arroyo; J.C. Castilla; C. Estades; J.M. Ladrón De Guevara; S. Larraín. et al. (Eds.). Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Santiago, Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Pp. 94-99.

AASA (Arauco Argentina S.A). 2015. Resumen Público Plan de Manejo Forestal: Área Forestal Misiones. 33p.

APN (Administración de Parques Nacionales Argentina). 2006. Diseño de una estrategia regional de corredores de conservación en el gran chaco argentino. 34p.

Belmar-Lucero, S.; P. Godoy; M. Ferres; P. Vial and E.R. Palma. 2009. Range expansion of *Oligoryzomys longicaudatus* (Rodentia, Sigmodontinae) in Patagonian Chile, and first record of Hantavirus in the region. *Revista chilena de historia natural*, 82(2): 265-275.

Bonaventura, S.M.; R. Tecchi; V.R. Cueto y M.I. Sánchez López. 1998. Patrón de uso de hábitat en roedores cricétidos en la Reserva de la Biósfera Laguna de Pozuelos. En: Cajal, J. L; J. García y R. Tecchi. Bases para la conservación y manejo de la Puna y Cordillera Frontal de Argentina. El rol de las Reservas de la Biosfera. UNESCO-MAB. Pp. 127-137.

Bonham, K. J.; R. Mesibov and R. Bashford. 2002. Diversity and abundance of some ground/dwelling invertebrates in plantation vs. native forest in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management*, 158(1-3): 237-247.

Briones, R. y V. Jerez 2007. Efecto de la edad de la plantación de *Pinus radiata* en la abundancia de *Ceroglossus chilensis* (Coleóptera: Carabidae) en la Región del Biobío, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 28(3): 207-214.

Brockerhoff, E.; J.H. Parrotta; C. Quine and J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation*, 17: 925-51.

Campos, H.C. 1996. Mamíferos terrestres de Chile. Guía de reconocimiento. Segunda edición. Valdivia, Chile: Marisa Cuneo Ediciones. (Volumen 5). 222p.

Carey, A.B. and C.A. Harrington. 2001. Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management*, 154(1-2): 289-309.

Carnus, J.M.; J. Parrota; E.G. Brockerhoff; M. Arbez; H. Jactel; A. Kremer. et al. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*. Forest Ecology: 65-77.

Cavieres, A.; G. Martner; R. Molina; V. Paele. 1986. Especialización productiva, medio ambiente y migraciones: el caso del sector forestal chileno. En: GIA (Grupo de Investigaciones Agrarias). Transformación forestal y Medio Ambiente, Agricultura y Sociedad. Chile. (4): 34-95.

Celis-Diez J.L; S. Ippi; A. Charrier y C. Garín. 2011. Fauna de los bosques templados de Chile. Guía de campo de los vertebrados terrestres. Concepción, Chile: Corporación Chilena de la Madera. 261p.

Cerda, Y.; A.A. Grez and J.A. Simonetti. 2015. The role of the understory on the abundance, movement and survival of *Ceroglossus chilensis* in pine plantations: an experimental test. *Journal of Insect Conservation*. 19: 119-127.

Chiappe. R. 2014. Oferta de semillas y su relación con la abundancia de aves y pequeños mamíferos granívoros en distintas etapas de desarrollo de una plantación de pino radiata en la región del Bío-bío. Memoria Ingeniera en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 47p.

Contesse, D. 1986. Apuntes y consideraciones para la historia del pino radiata en Chile. *Boletín de la Academia Chilena de Historia*. 97: 351-373.

Coppeto S.A; D.A. Kelt; D.H. Van Vuren; J.A. Wilson and S. Bigelow. 2006. Habitat Associations of Small Mammals at Two Spatial Scales in the Northern Sierra Nevada, *Journal of Mammalogy*, 87(2, 21): 402-413.

Cossalter, C. and C. Pye-Smith. 2003. Fast-wood forestry: myths and realities. *Forest Perspectives*, No.1. Bogor, Indonesia. CIFOR (Center for International Forestry Research) (Ed). 54p.

Cunill, P. 1971. Factores en la destrucción del paisaje chileno; recolecciones, caza y tala coloniales. *Informaciones Geográficas*. (20): 235-264.

Danielson, B. and G. Anderson. 1999. Habitat selection in geographically complex landscapes. In: Barrett, G.W. and J.D. Peles. Landscape Ecology of Small Mammals. Barrett, G.W. and J.D. Peles (Eds.). New York: Springer-Verlag. Pp. 89-103.

Dummel, C. J. y M.A. Pinazo. 2013. Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque (Valdivia)*. 34(3): 331-342.

Echeverría C.; D. Coomes; J. Salas; J.M. Rey-Benayas; A. Lara and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*. 130: 481-494.

- Escobar, M. 2018. Tala rasa y diversidad de vertebrados en plantaciones de *Pinus radiata*. Efectos e implicancias en el manejo forestal en el centro-sur de Chile. Doctor en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 132p.
- Escudero-Páez, S.; E. Botero-Delgadillo and C.F. Estades. 2019. Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. *Mammalia*. 83: 115-124.
- Estades C.F. y M.A.H. Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera. En: Smith-Ramírez C.; J.J. Armesto y C. Valdovinos (Eds.). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. 1ra Edición. Santiago, Chile: Editorial universitaria. Pp. 600-622.
- Estades, C.F. and S.A. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Applied Ecology*. 9: 573-585.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Biogeography*. 40: 1649–1663.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2000. The global outlook for future wood supplies from forest plantations. FAO Working Paper. Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. State of the World's Forests. Rome, Italy. 181p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009. State of the World's Forests. Rome, Italy. 152p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2016. Evaluación de los recursos forestales mundiales: ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo?. Segunda Edición. Roma, Italia. 44p.
- Fernández, N.; M. Delibes; F. Palomares y D.J. Mladenoff. 2003. Identifying breeding habitat for the iberian lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications*. 13(5): 1310–1324.
- Friend G. 1982a. Mammal populations in exotic pine plantations and indigenous eucalypt forests in Gippsland, Victoria. *Australian Forestry*. 45(1): 3-18.
- Friend, G. 1982b. Bird populations in exotic pine plantations and indigenous eucalypt forests in Gippsland, Victoria. *Emu*. 45: 80- 91.
- Furci, G. 2007. Fungi Austral: Guía de campo de los hongos más vistosos de Chile. Concepción, Chile: CORMA (Corporación Chilena de la Madera). 200p.

- Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 165 p.
- Gardner, T. A.; J. Barlow and C.A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*. 138: 166-179.
- Geiger, R. 1961. Klassifikation der Klimate nach W. Köppen. In: Heinrich-Landolt, H. Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik. Berlin: Springer. Pp. 603-607. (Alte Serie, Vol. 3).
- Gepp, B.C.1979. The factors influencing bird species diversity in exotic forests (*Pinus radiata* D. Don) in the Mt. Lofty Ranges of South Australia. MSc thesis. Adelaide, South Australia: Flinders University. 211 p.
- Gibbons, J. W. 1988. The management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America: the need for an environmental attitude adjustment. Symposium: Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America: proceedings of the symposium. July 19–21, 1988, Flagstaff, Arizona. (Eds.) R. C. Szaro; K. E. Severson; and D. R. Patton.
- Hartley, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155: 81-95.
- Hayes, J.P.; S.H. Schoenholtz; M.J. Hartley; G. Murphy; R.F. Powers; D. Berg. et al. 2005. Environmental consequences of intensively managed forest plantations in the Pacific northwest. *Journal of Forestry*, 103: 83–87.
- Heisler, L.M.; T.I. Wellicome; C.M. Somers and R.G Poulin. 2013. Landscape-scale features affecting small mammal assemblages on the northern Great Plains of North America. *Journal of Mammalogy*, 94: 1059-1067.
- Indufor. 2012. Strategic review on the future of forest plantations. Helsinki, Finland. FSC (Forest Stewardship Council). 111p.
- INFOR (Instituto Forestal). 2019. Anuario Forestal 2019. Boletín Estadístico N°168. 214p.
- Iriarte, A. 2008. Mamíferos de Chile. Primera Edición. Barcelona, España: Lynx Ediciones. 424p.
- Jaksic F. M. and M. Lima. 2003. Myths and facts on ratadas: bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. *Austral Ecology*, 28: 237-51.
- Jones, C.; W.J. McShea; M.J. Conroy and T.H. Kunz. 1996. Capturing Mammals. In: D. E. Wilson; F. R. Cole; J. D. Nichols; R. Rudran and M. S. Foster (Ed.). Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Mammals. Washington and London: Smithsonian Institution Press. Pp. 115-155.

Kelt D. A. 1994. The natural history of small mammals from Aysén Region, southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 67(2): 83-207.

Kelt, D.A; P.L Meserve and B.K. Lang. 1994. Quantitative habitat associations of small mammals in a temperate rainforest in southern Chile: Empirical patterns and the importance of ecological scale. *Journal of Mammalogy*, 75(4): 890.

Kelt D.A 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation*, 92: 345-358.

Kozakiewicz, M.; T. Gortat; A. Kozakiewicz and M. Barkowska. 1999. Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology*, 14(4): 391–400.

Lantschner, M.V.; V. Rusch and J.P Hayes. 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia*, 75: 249-255.

Lantschner, M.V.; V. Rusch and J.P Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

Lara, A.; Donoso, C. y J.C. Aravena. 1995. La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En: Armesto J.J.; Villagrán C. y M.T.K. Arroyo (Eds). Ecología de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 335-362.

Ley N° 20.283. Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. [En línea]. <<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=274894>>

Lindenmayer, D. B. and J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis. Washington D.C, United States of America: Island Press. 344p.

Lindenmayer, D and J. Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Washington D.C, United States of America: Island Press. 351p.

Lindenmayer, David & Hobbs, R.J. 2004. Fauna Conservation in Australian Plantation Forests - A Review. *Biological Conservation*, 119: 151-168.

MA (Millenium Ecosystem Assesment). 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. R. Hassan; R. Scholes and N. Ash (Eds.). Washington D.C, United States of America: Island Press. 910p. (Millennium Ecosystem Assessment Series, Vol 1).

Mann, G. 1978. Los pequeños mamíferos de Chile, marsupiales, quirópteros, edentados y roedores. *Gayana Zoológica*, 40: 1-342.

Manning, J. and D. Edge. 2004. Small mammal survival and downed wood at multiple scales in managed forests. *Journal of Mammalogy*, 85(1): 87–96.

- Mazerolle, M.J. and M.A. Villard. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*, 6: 117–124.
- Mead, D.J. 2013. Sustainable management of *Pinus radiata* plantations. FAO Forestry Paper N°170. Rome, Italy.
- Mills J.N.; B.A. Ellis; K.T. Mckee; J.I. Maiztegui and J.E. Childs. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 72:470-479.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2011. Informe del estado del medio ambiente. Santiago, Chile. 511p.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. 140p.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente) s.f. Inventario Nacional de especies de Chile. [En línea] <<http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx>>.
- Mittermeier, R.A., N. Myers, P. Robles-Gil, and C.G. Mittermeier (Eds.). 1999. Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. First Edition. Sierra Madre, Mexico City: CEMEX S.A./Agrupación. 430 p.
- Mittermeier, R. A.; P. Robles-Gil; M. Hoffmann; J. Pilgrim; T. Brooks; C.G. Mittermeier. et al. (Eds.). 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Second Edition. Sierra Madre, Mexico City: CEMEX S.A./Agrupación. 392p.
- Muñoz, A. and R. Bonal. 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos*, 116: 1631-1638.
- Muñoz, A. and R. Bonal. 2011. Linking seed dispersal to cache protection strategies. *Journal of Ecology*, 99: 1016-1025.
- Muñoz-Pedrerros, A. 1992. Ecología del ensamble de micromamíferos en un agroecosistema forestal de Chile central: Una comparación latitudinal. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65(4):417-428.
- Muñoz-Pedrerros, A. y R. Murúa. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. *Turrialba*, 39(2):143-150.
- Muñoz-Pedrerros A.; R. Murúa y L. Gonzalez 1990. Nicho ecológico de micromamíferos en un agroecosistema forestal de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 63: 267-277.

Muñoz-Pedreros, A y J. Yáñez (Eds.). 2009. Mamíferos de Chile. Segunda Edición. Valdivia, Chile: Centro de Estudios Agrarios y Ambientales Ediciones (CEA). 571 p.

Murúa R. y L.A. González. 1982. Microhabitat selection in two Chilean cricetid rodents. *Oecologia*, 52 (1): 12-15.

Murúa R. y L.A. González. 1986. Regulation of numbers in two Neotropical rodent species in southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 59: 193-200.

Murúa, R.; L.A. González y M. Briones. 2005. Cambios en el ensamble de micromamíferos durante la sucesión secundaria en un bosque costero de Valdivia, Chile. En: C. Smith-Ramirez, J. Armesto y C. Valdovinos (Eds.). Historia, biodiversidad ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. Pp. 516- 531.

Murúa, R.; L.A. González and P.L. Meserve. 1986. Population Ecology of *Oryzomys longicaudatus philippii* (Rodentia: Cricetidae) in Southern Chile. *Journal of Animal Ecology*, 55(1): 281-293.

Murúa, R.; P.L. Meserve, L.A. Gonzalez and C. Jofre. 1987 The small mammal community of a Chilean temperate rain forest: lack of evidence of competition between dominant species. *Journal of Mammalogy*, 68: 729-738.

Myers, N.; R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.

Nájera, A. and J. A. Simonetti. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology*, 24: 319–324.

NASA/METI/AIST/Japan Spacesystems, and U.S./Japan ASTER Science Team. 2009. ASTER Global Digital Elevation Model [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC.

Overbeek, W; M. Kröger and J.F. Gerber. 2012. An overview of industrial tree plantations in the global south conflicts trends and resistance struggles. Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade. EJOLT n° 3. 104p.

Pawsey, C.K. 1966. Birds in relation to the pine forests of the south east of South Australia. *South Australian Ornithologist*, 24: 93-95.

Pearson D. 2000. Small mammals of the Bitterroot National Forest: Ecological significance and guidelines for management. In: H.Y. Smith (Ed). 2000. The Bitterroot Ecosystem Management Research Project: What we have learned. Missoula (Montana), United States of America. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Pp. 45-47.

Pefaur, J.; Yanfiez, J. and F. Jaksic. 1979. Biological and environmental aspects of a mouse outbreak in the semi-arid region of Chile. *Mammalia*, 43: 313-322.

Pérez, M.F. 2004. Efecto de la estructura de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don sobre su calidad como hábitat para aves en Constitución. Tesis Ingeniería Forestal. Santiago, Chile: Universidad de Chile. 30p.

Pliscoff, P. 2015. Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Pliscoff para el Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. 63 p.

Prado, J.A. 2015. Plantaciones forestales: Más allá de los árboles. Primera Edición. Santiago, Chile: Ingenieros Forestales de Chile A.G. 166p.

Ramesh, T. and C.T, Downs. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation*, 23: 9–18.

Ramírez, P. A., and J. A. Simonetti. 2011. Conservation opportunities in agroforestry plantations: the case of mammals. *Journal for Nature Conservation*, 19: 351–355.

Riley, S.; S. DeGloria and R. Elliot. 1999. A terrain ruggedness Index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5(1-4): 23-27.

Rubio, A; F. Fredes and J. Simonetti. 2019. Exotic *Pinus radiata* plantations do not increase Andes hantavirus prevalence in rodents. *Ecohealth*, 16(4): 659-670.

Saavedra, B. and J. A. Simonetti. 2005. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia*, 69(3-4): 337-348.

San-José, M.; V, Arroyo-Rodríguez and V. Sánchez-Cordero. 2014. Association between small rodents and forest patch and landscape structure in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 7(3): 403-422.

Sappington, J.M.; K.M. Longshore and D.B. Thomson. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave desert. *Journal of wildlife management*, 71(5): 1419 -1426.

Sarricolea P.; M. J. Herrera-Ossandón and Ó. Meseguer-Ruiz. 2017. Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13:2, 66-73.

Shepherd, J. D. and R. Ditgen. 2016. Small mammals and microhabitats in araucaria forests of Neuquén, Argentina. *Mastozoología neotropical*, 23(2): 467-482.

Simonetti, J.A. 1986. Heterogeneity of recaptures in Chilean Small mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, 59: 59-63.

Simonetti, J.A., 2006. Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. En: A.A. Grez; J.A. Simonetti; R.O. Bustamante (Eds.).

Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. Pp. 215–231.

Simonetti, J.; A.A. Grez and C.F. Estades. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5): 1117-1121.

Spotorno, A.; E. Palma y J.P. Valladares. 2000. Biología de roedores reservorios de hantavirus en Chile. *Revista chilena de infectología*, 17(3): 197-210.

Stephens, S.S. and M.R. Wagner. 2007. Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective. *Journal of Forestry*, 105: 307–313.

Tarjuelo, R.; I. Guerrero; J.J. Oñate y M.B. Morales. 2010. Influencia de la gestión agraria sobre la abundancia de micromamíferos en zonas de cultivo del centro peninsular. *Ecología*, 23: 165-176.

Tomasevic, J. and C. F. Estades. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their “softness” as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 255: 810-816.

Trappe, J.M. and A.W. Claridge. 2005 Hypogeous fungi: evolution of reproductive and dispersal strategies through interactions with animals and plants, In: J. Dighton; J.F. White and P. Oudemans (Eds.). *The Fungal Community - Its Organization and Role in the Ecosystem*. Boca Raton (Florida), United States of America: Taylor and Francis. Pp. 613–622.

Uribe, S. V.; Chiappe, R G. and C.F. Estades. 2017. Persistence of *Dromiciops gliroides* in landscapes dominated by *Pinus radiata* plantations. *Revista chilena de historia natural*, 90(2).

Uribe S.V. and C.F. Estades. 2010. Manejo de plantaciones de *Pinus radiata* y conservación de fauna silvestre. *Ambiente For*, 5(9): 12-18.

Uribe S.V. and C.F. Estades. 2014. Reptiles in Monterey pine plantations of the coastal range of Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87: 1-8.

Villaseñor, N.; Escobar, M. and C. Estades. 2013. There is no place like home: High homing rate and increased mortality after translocation of a small mammal. *European Journal of Wildlife Research*, 59:749–760.

Wiggers P.; L. Ernie and S. Beasom. 1986. Characterization of sympatric or adjacent habitats of 2 deer species in West Texas. *The Journal of Wildlife Management*, 50(1): 129-134.

Wigley, B. and T. Roberts. 1997. Landscape-level effects of forest management on fauna diversity in bottomland hardwoods. *Ecological Management*, 90: 141–154.

Wu, J. and O.L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *The quarterly review of biology*, 70(4): 439-466.

## APENDICES

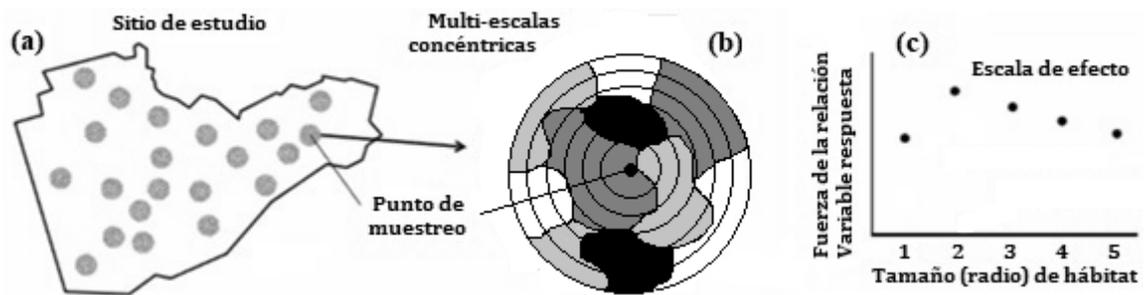
### Apéndice 1: Ubicación geográfica de cada sitio de estudio

Sitios de estudio	Localidad	Región	Coordenadas (UTM)	
			E	S
Quivolgo	Carrizal	Maule	18 H 760138	6089388
San Pedro-Las Cañas	Las Cañas	Maule	18 H 733893	6070147
Melencura-Name	Empedrado	Maule	18 H 749094	6048147
Tregualemu	Tregualemu	Maule	18 H 706008	6016826
Tollo-Guanaco	Quirihue-Cobquecura	Ñuble	18 H 709509	5991441
Montezorro	Coelemu	Ñuble	18 H 698633	5977853
Crisoles-Manantiales	Coelemu-Dichato	Ñuble/Biobío	18 H 694227	5952172

## Apéndice 2: Análisis multiescalar, Fahrig (2013)

Para la elección de una escala adecuada a nivel de paisaje se realizó un análisis exploratorio en base al análisis multiescala de Fahrig (2013), por medio de la “escala del efecto” (i.e. escala espacial donde la relación entre variable respuesta y predictiva alcanza su mayor fuerza o “peak”) (Figura 7). Para esto, se calculó el porcentaje de las diferentes coberturas en radios concéntricos de 100 m de incremento desde cada punto de estudio, hasta alcanzar la distancia máxima de 500 metros de radio (Figura 7 b). Se excluyó el buffer de 0 a 100 metros por contener información local, evaluada a nivel de estación de estudio. Debido a que la metodología de Fahrig (2013) se basa en cobertura vegetal, esta se aplicó sólo a variables de cobertura.

Figura 7. Pasos para el análisis multiescala (esquema modificado desde Fahrig, 2013), donde se establece un buffer de muestreo estándar para todos los puntos en el sitio de estudio (a), se calcula el porcentaje de cobertura en distintos radios al interior del buffer (b) y se identifica la escala de efecto mediante correlaciones entre la variable respuesta y la cobertura a diferentes escalas (c).



Para cada especie de micromamífero se realizó un análisis multiescala por cada tipo de cobertura (nativo, pino, cosechado), donde se calculó la correlación entre la abundancia de la especie y la variable de paisaje en cada uno de los radios de distancia (Figura 7 c). Luego se identificaron los valores “peak” (donde el valor absoluto de la correlación entre las variables presentó el mayor valor) y se seleccionaron aquellos con mayor significancia estadística ( $p < 0,001$ ) (Cuadro 6).

Cuadro 6. Coeficientes de correlación y *p-value* del análisis multiescala de Fahrig (2013) aplicado sobre las abundancias de cada especie en función de las variables de cobertura.

Especies	Buffers (m)	Variables					
		Porcentaje Cobertura Pino		Porcentaje Cobertura Nativo		Porcentaje Cobertura Cosechado	
		Coef.	p-value	Coef.	p-value	Coef.	p-value
<i>A. olivaceus</i>	200	<b>-0,32</b>	<0,001	<b>0,29</b>	<0,001	<b>0,25</b>	0,0023
	300	-0,28	<0,001	0,25	0,0026	0,09	0,2729
	400	-0,21	0,0115	0,16	0,0482	0,24	0,0035
	500	-0,13	0,1056	0,10	0,2310	0,20	0,0182
<i>A. longipilis</i>	200	-0,22	0,0069	0,26	0,0015	-0,06	0,4823
	300	-0,21	0,0113	<b>0,29</b>	<0,001	-0,11	0,1862

	400	-0,23	0,0063	0,29	<0,001	0,03	0,7117
	500	-0,20	0,0138	0,29	<0,001	0,00	0,9832
<i>O. longicaudatus</i>	200	-0,18	0,0316	0,15	0,0733	0,03	0,7121
	300	-0,17	0,0438	0,13	0,1317	0,05	0,5169
	400	-0,15	0,0789	0,09	0,2698	0,07	0,3737
	500	-0,11	0,2025	0,05	0,5382	0,06	0,4956
<i>P. darwini</i>	200	-0,09	0,2674	0,01	0,9406	0,07	0,4160
	300	-0,06	0,4807	0,04	0,6621	0,04	0,6138
	400	-0,03	0,7511	0,03	0,7499	0,09	0,2778
	500	-0,05	0,5640	0,05	0,5860	0,10	0,2382

El valor donde se maximiza la correlación (peak) por variable se marcó en negrita para cada especie, sólo para valores altamente significativos ( $p < 0,001$ ).

El análisis exploratorio multiescalar (Cuadro 6) identificó a las escalas de 200 y 300 metros ( $p < 0,001$ ) como rango adecuado para la representación del paisaje para las especies estudiadas. Finalmente, se optó por el buffer de 300 metros por incluir al de 200.

### Apéndice 3: Descripción de especies nativas detectadas en el área de estudio

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Categoría vigente (DS 151/07 al 79/18)	Distribución general
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Thylamys elegans</i>	Yaca	Nativa	Preocupación menor	Desde la región de Coquimbo hasta la región del Biobío; con una población relictas en la región de Antofagasta
Microbiotheria	Microbiotheriidae	<i>Dromiciops gliroides</i>	Monito del monte	Nativa	Casi amenazada	Desde la región del Maule hasta la región de Aysén del General Carlos Ibañez del Campo
Rodentia	Cricetidae	<i>Abrothrix olivaceus</i>	Ratón oliváceo	Nativa	-	Desde la región de Arica y Parinacota hasta la región de Aysén del General Carlos Ibañez del Campo
Rodentia	Cricetidae	<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratón de pelo largo	Nativa	Preocupación menor	Desde la región de Coquimbo hasta la región de Magallanes y la Antártica chilena
Rodentia	Cricetidae	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	Nativa	-	Desde la región de Atacama hasta la región de Magallanes y la Antártica chilena
Rodentia	Cricetidae	<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejudo de Darwin	Nativa	-	Desde la región de Antofagasta hasta la región de la Araucanía
Rodentia	Cricetidae	<i>Chelemys megalonyx</i>	Rata topo de matorral	Nativa	Vulnerable	Desde la región de Coquimbo hasta la región de la Araucanía

---

Rodentia	Octodontidae	<i>Octodon bridgesi</i>	Degú de los matorrales	Nativa	Preocupación menor	Desde la región de Maule hasta la región de la Araucanía, con una serie de vacíos en registros intermedios
----------	--------------	-------------------------	------------------------	--------	--------------------	--

Cuadro de elaboración propia en base a Muñoz-Pedreiros y Yáñez, 2009; Procesos de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente; y el Inventario Nacional de especies de Chile (MMA, s.f.)

#### Apéndice 4: Descripción de especies seleccionadas para el análisis

Descripción morfológica, distribución, hábitat, conducta, ámbito de hogar y dieta para las especies de estudio. Las medidas estándar del cuerpo son: longitud total del cuerpo y cola (LT); longitud de la cola (LCO) y longitud de la pata con uña (LPU).

	<i>A. olivaceus</i>	<i>A. longipilis</i>	<i>O. longicaudatus</i>	<i>P. darwini</i>
Descripción física	Cuerpo proporcionado, con orejas pequeñas y cola más corta que la longitud cabeza-cuerpo	Ratón de cráneo grande, orejas pequeñas y cola más corta que la longitud de la cabeza y cuerpo	Roedor que se caracteriza por su cola larga, mayor que la longitud cabeza-cuerpo	Roedor robusto con cola larga y ojos grandes.
Medidas estándar del cuerpo (en mm)	LT=170,2 LCO=34,05 LPU=22,87	LT=189,83± 12,58 LCO=82,65± 7,22 LPU=25,10± 1,25.	LT=225,9 LCO=130 LPU=28,3	LT=179,44± 55,19 LCO=111,09 ± 20,88 LPU=27,22± 2,17
Distribución específica	Desde la provincia de Arica hasta la provincia de Aysén	Desde la región de Coquimbo hasta la provincia de Tierra del Fuego	Desde Copiapó hasta los Campos de Hielo Sur, provincia de Última Esperanza	Desde la provincia de Choapa hasta la provincia de Malleco
Hábitat	Matorrales, pastizales, bosques, praderas, sitios montañosos y pedregosos	Matorrales, roqueríos, bosques y montañas, aunque comúnmente es catalogado como especie de bosque	Se encuentra indistintamente tanto en sectores boscosos como en matorral-pradera	Estepa de <i>Acacia caven</i> , matorrales xerofíticos, bosques y matorrales esclerófilos.
Conducta en la zona de estudio	Actividad continua	Actividad continua	Actividad nocturna y a veces diurno-crepuscular	Actividad nocturna
Ámbito de hogar en la zona de estudio	Mínimo en invierno (1.779 m <sup>2</sup> ) y máximo en primavera (2.776 m <sup>2</sup> )	Mínimo en invierno (1.636 m <sup>2</sup> ) y máximo en primavera (2.758 m <sup>2</sup> )	Máximo en verano (3.384 m <sup>2</sup> ) y mínimo en otoño (677 m <sup>2</sup> )	Máximo en verano (3.781 m <sup>2</sup> ) y mínimo en otoño (1.154 m <sup>2</sup> )
Dieta en la zona de estudio	Herbívoro y en menor medida insectívoro y fungívoro	Dieta principalmente fungívora pero también consume frutos y artrópodos	Herbívoro. Consume principalmente vegetales pero también semillas, artrópodos y hongos.	Especie esencialmente herbívora, pero además granívora e insectívora

Elaboración propia en base a Mann (1978); Muñoz-Pedrerros (1992); Kelt (1994); Spotorno et al. (2000) y Muñoz-Pedrerros y Yañez (2009).

**Apéndice 5: Abundancia (tasa de captura) por especie para cada estación de estudio**

Estación de estudio	Sitio	Abundancia por especie (ind/100 trampas)			
		<i>Abrothrix longipilis</i>	<i>Abrothrix olivaceus</i>	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	<i>Phyllotis darwini</i>
1	Guanaco	4,44	1,07	0,72	0,00
2	Guanaco	3,01	0,35	0,00	0,00
3	Guanaco	2,44	1,76	0,00	0,00
4	Guanaco	7,90	0,39	0,78	0,00
5	Guanaco	4,12	0,75	0,75	0,00
6	Guanaco	1,82	1,11	1,47	2,86
7	Guanaco	3,58	0,75	0,37	3,60
8	Guanaco	0,72	2,48	0,00	2,80
9	Guanaco	1,61	3,83	4,21	1,61
10	Guanaco	0,00	2,21	3,64	0,75
11	Guanaco	1,80	7,08	6,52	3,93
12	Guanaco	0,38	2,97	3,33	0,00
13	Guanaco	2,45	6,64	1,24	0,00
14	Guanaco	0,36	1,41	0,36	0,00
15	Melencura	0,00	1,00	0,34	0,00
16	Melencura	1,04	2,38	0,00	0,00
17	Melencura	0,00	0,67	0,00	0,00
18	Melencura	0,67	0,34	0,00	0,00
19	Melencura	0,00	0,67	0,00	0,34
20	San Pedro	0,71	2,40	0,71	0,00
21	San Pedro	0,67	0,67	0,00	0,00
22	San Pedro	1,37	1,72	0,00	0,00
23	San Pedro	5,45	2,30	0,79	0,00
24	San Pedro	2,77	1,75	0,35	0,00
25	San Pedro	0,00	5,16	0,44	6,02
26	San Pedro	0,00	0,36	0,36	2,76
27	San Pedro	0,00	1,65	2,88	3,64
28	San Pedro	0,00	13,21	5,98	0,91
29	San Pedro	0,00	5,24	2,56	0,00
30	San Pedro	0,00	3,21	1,46	1,10
31	San Pedro	3,23	5,67	0,38	0,38
32	San Pedro	2,51	4,20	0,37	0,37
33	San Pedro	0,39	7,90	1,15	0,00
34	Tregualemu	3,48	0,72	1,42	0,00
35	Tregualemu	6,46	0,39	0,00	0,00
36	Tregualemu	1,36	0,68	0,34	0,00
37	Tregualemu	6,13	5,26	0,83	0,00
38	Tregualemu	4,49	3,67	2,89	0,00

39	Tregualemu	0,75	3,24	1,11	2,89
40	Tregualemu	1,10	1,45	2,16	0,00
41	Tregualemu	0,00	2,70	0,00	0,35
42	Tregualemu	1,25	4,53	1,63	0,83
43	Tregualemu	2,86	3,27	4,13	5,10
44	Tregualemu	0,00	16,31	3,27	0,96
45	Crisoles	9,23	3,10	3,95	0,00
46	Crisoles	2,58	5,00	1,49	0,00
47	Crisoles	4,53	1,12	0,37	0,00
48	Crisoles	5,61	1,16	0,00	0,00
49	Crisoles	13,31	3,90	2,55	0,00
50	Crisoles	5,06	2,01	0,82	5,34
51	Crisoles	1,42	6,52	0,96	5,73
52	Crisoles	0,00	1,08	0,36	3,41
53	Crisoles	11,97	39,09	6,19	0,00
54	Crisoles	13,39	40,51	1,90	0,00
55	Crisoles	1,56	4,06	0,00	0,00
56	Crisoles	1,43	13,67	1,44	0,00
57	Crisoles	0,43	8,89	6,69	0,00
58	Quivolgo	0,00	1,38	0,00	0,00
59	Quivolgo	1,40	1,39	0,00	0,00
60	Quivolgo	0,00	1,37	1,03	0,35
61	Quivolgo	2,04	1,39	0,35	0,00
62	Quivolgo	1,05	1,74	0,70	0,00
63	Quivolgo	4,55	9,80	2,84	5,68
64	Quivolgo	0,00	5,24	0,74	2,53
65	Quivolgo	0,00	1,42	0,36	3,42
66	Quivolgo	0,00	2,14	0,37	4,91
67	Quivolgo	0,00	2,20	2,60	1,52
68	Quivolgo	0,00	6,62	0,75	1,82
69	Montezorro	5,08	1,10	0,00	0,00
70	Montezorro	5,90	1,48	0,38	0,00
71	Montezorro	3,69	0,35	0,00	0,00
72	Montezorro	5,80	1,44	0,37	0,00
73	Montezorro	2,72	1,39	0,70	0,35
1	Guanaco	2,75	1,75	0,00	0,00
2	Guanaco	3,89	3,62	0,00	0,00
3	Guanaco	9,52	1,23	0,00	0,00
4	Guanaco	5,80	1,12	0,00	0,00
5	Guanaco	5,37	0,37	0,00	0,00
6	Guanaco	0,00	2,62	0,00	6,29
7	Guanaco	7,66	6,08	0,00	10,50
8	Guanaco	0,35	2,04	0,00	0,70
9	Guanaco	1,90	2,60	0,39	4,74

10	Guanaco	0,00	3,01	0,00	0,00
11	Guanaco	1,40	2,75	0,00	1,05
12	Guanaco	3,04	5,42	0,00	0,39
13	Guanaco	1,40	2,06	0,00	0,00
14	Guanaco	3,25	3,25	0,38	0,00
15	Melencura	0,00	2,69	0,00	0,69
16	Melencura	0,00	4,44	0,71	0,00
17	Melencura	0,00	1,00	0,00	0,00
18	Melencura	1,03	1,05	0,35	0,35
19	Melencura	0,00	0,68	0,00	0,34
20	San Pedro	1,04	2,07	0,00	0,00
21	San Pedro	0,00	1,34	0,00	0,00
22	San Pedro	3,15	3,53	0,00	0,00
23	San Pedro	4,20	2,57	0,38	0,00
24	San Pedro	5,23	2,62	1,52	0,00
25	San Pedro	0,00	4,55	0,00	6,14
26	San Pedro	0,00	1,03	0,00	2,05
27	San Pedro	0,00	1,07	0,00	3,42
28	San Pedro	0,37	6,83	1,09	0,73
29	San Pedro	0,00	3,03	0,00	0,00
30	San Pedro	0,00	5,37	0,00	0,00
31	San Pedro	0,35	3,39	0,71	0,00
32	San Pedro	1,43	2,77	1,08	0,00
33	San Pedro	0,00	2,42	2,10	0,00
34	Tregualemu	5,37	0,00	0,00	0,00
35	Tregualemu	8,22	0,00	0,00	0,00
36	Tregualemu	1,71	0,00	0,00	0,35
37	Tregualemu	10,10	0,00	0,00	0,00
38	Tregualemu	2,68	0,00	0,35	0,00
39	Tregualemu	5,82	0,75	0,00	1,11
40	Tregualemu	2,13	1,43	0,00	1,79
41	Tregualemu	0,38	5,67	0,38	1,50
42	Tregualemu	0,00	2,01	0,35	0,00
43	Tregualemu	4,14	3,41	0,00	0,40
44	Tregualemu	1,72	2,07	0,00	0,00
45	Crisoles	13,29	1,29	0,00	0,00
46	Crisoles	4,21	2,52	0,00	0,00
47	Crisoles	5,94	2,34	0,00	0,00
48	Crisoles	7,19	1,17	0,00	0,00
49	Crisoles	11,93	0,84	0,00	0,00
50	Crisoles	3,91	4,78	0,00	7,08
51	Crisoles	1,27	7,41	0,00	4,03
52	Crisoles	0,00	2,11	0,36	1,76
53	Crisoles	13,19	23,60	0,00	0,00

54	Crisoles	17,56	20,19	0,00	0,00
55	Crisoles	4,49	6,40	0,87	0,00
56	Crisoles	6,49	11,45	0,48	0,48
57	Crisoles	0,78	4,32	0,00	0,00
58	Quivolgo	0,00	1,40	0,00	0,00
59	Quivolgo	1,09	2,88	0,00	0,00
60	Quivolgo	0,00	1,07	0,00	0,36
61	Quivolgo	1,41	2,41	1,06	0,00
62	Quivolgo	0,00	1,37	0,70	0,00
63	Quivolgo	0,82	5,38	0,00	7,41
64	Quivolgo	0,00	1,40	0,00	1,06
65	Quivolgo	0,38	3,28	0,00	6,29
66	Quivolgo	0,00	3,25	1,24	9,42
67	Quivolgo	0,00	2,17	1,13	2,52
68	Quivolgo	0,36	2,09	0,71	0,71
69	Montezorro	5,14	1,45	0,00	0,00
70	Montezorro	3,10	2,46	0,00	0,00
71	Montezorro	7,34	2,27	0,39	0,00
72	Montezorro	7,72	5,84	0,43	0,00
73	Montezorro	5,82	1,52	0,00	0,38

---

## Apéndice 6: Variables locales por estación de estudio

Estación de estudio	Variables locales					
	Volumen estrato bajo	Volumen estrato medio	Volumen estrato alto	Volumen estrato superior	Edad	Latitud (UTM)
	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(Etapa)	(m)
1	47,01	459,43	585,89	1590,89	Adulto	5990331
2	36,49	327,54	343,44	1219,97	Adulto	5990352
3	35,45	434,41	414,99	1370,55	Adulto	5994003
4	38,48	380,54	380,64	1171,47	Adulto	5992221
5	17,94	367,51	605,10	1526,23	Adulto	5988316
6	47,68	288,45	86,13	51,04	Nuevo	5989983
7	40,38	158,82	0,00	0,00	Nuevo	5988636
8	25,14	222,07	68,69	0,00	Nuevo	5996115
9	36,80	350,13	344,26	260,33	Joven	5988166
10	76,23	263,25	560,54	0,00	Joven	5989980
11	72,21	402,09	463,64	0,00	Joven	5988663
12	53,91	278,89	457,92	1037,47	Mediano	5993706
13	47,68	197,22	466,09	1037,47	Mediano	5992424
14	61,48	235,45	451,78	863,70	Mediano	5992052
15	16,28	100,61	227,32	1190,19	Adulto	6051150
16	24,75	244,14	263,71	1037,91	Adulto	6047780
17	16,71	105,13	235,50	769,92	Adulto	6047300
18	19,78	179,84	288,24	1084,70	Adulto	6046232
19	15,98	168,55	249,40	1163,82	Adulto	6046603
20	40,30	217,89	406,81	2446,99	Adulto	6067626
21	33,73	195,44	414,99	2172,04	Adulto	6067209
22	44,01	267,80	404,77	1850,58	Adulto	6069924
23	33,67	253,69	480,40	1681,41	Adulto	6069763
24	32,61	180,22	433,39	1796,40	Adulto	6071649
25	20,54	0,00	0,00	0,00	Nuevo	6068797
26	40,51	61,38	0,00	0,00	Nuevo	6071294
27	24,04	0,00	0,00	0,00	Nuevo	6070468
28	47,99	184,19	357,75	328,11	Joven	6073145
29	38,30	182,32	390,46	361,84	Joven	6069087
30	24,09	157,88	370,01	17,89	Joven	6071750
31	40,94	196,67	341,39	1088,57	Mediano	6068363
32	44,64	180,28	310,73	616,35	Mediano	6070724
33	43,03	195,24	347,53	723,67	Mediano	6071104
34	26,98	211,99	382,28	3045,96	Adulto	6016278
35	24,99	167,68	337,30	3332,16	Adulto	6016490
36	26,06	182,45	435,43	3148,18	Adulto	6014155
37	21,62	260,64	380,23	2688,22	Adulto	6015642

38	33,12	199,83	318,91	2320,25	Adulto	6018197
39	62,71	191,14	14,31	0,00	Nuevo	6020383
40	19,17	57,34	0,00	0,00	Nuevo	6017040
41	43,39	214,60	44,97	0,00	Nuevo	6015303
42	70,07	385,03	173,76	10,22	Joven	6020605
43	39,10	351,44	478,36	51,11	Joven	6014003
44	38,18	252,54	192,16	20,44	Joven	6019599
45	38,92	218,07	376,15	2364,20	Adulto	5953038
46	34,75	224,15	361,84	2389,58	Adulto	5952088
47	40,47	235,44	408,85	2584,98	Adulto	5951961
48	47,87	264,99	462,01	2389,75	Adulto	5950679
49	43,24	258,33	343,44	2402,19	Adulto	5952074
50	37,72	137,27	0,00	0,00	Nuevo	5949678
51	45,38	147,70	0,00	0,00	Nuevo	5952744
52	47,84	99,91	0,00	0,00	Nuevo	5951798
53	48,30	233,71	296,42	90,46	Joven	5949894
54	56,12	328,41	406,81	150,94	Joven	5949877
55	72,37	294,96	408,85	219,63	Joven	5952072
56	47,48	281,50	439,52	1210,38	Mediano	5952391
57	42,62	178,11	421,12	587,90	Mediano	5952722
58	46,15	304,34	651,51	3042,64	Adulto	6092505
59	74,77	534,73	888,07	4301,81	Adulto	6090458
60	55,57	352,47	695,07	2845,87	Adulto	6087753
61	59,95	380,91	766,56	4373,77	Adulto	6090033
62	75,87	483,35	1034,42	4575,16	Adulto	6085335
63	37,54	65,53	0,00	0,00	Nuevo	6085577
64	39,31	55,52	0,00	0,00	Nuevo	6093119
65	50,28	131,04	0,00	0,00	Nuevo	6086714
66	55,53	345,76	56,07	0,00	Joven	6084717
67	98,20	719,67	403,13	15,59	Joven	6086055
68	97,11	409,88	74,93	0,00	Joven	6088191
69	79,73	649,23	1010,55	2557,38	Adulto	5978300
70	62,17	337,19	721,23	2284,47	Adulto	5977497
71	77,58	488,32	903,71	2297,76	Adulto	5978329
72	78,07	525,14	948,45	3068,45	Adulto	5977889
73	54,18	372,64	1000,51	2990,77	Adulto	5978132

---

## Apéndice 7: Variables a escala de paisaje por estación de estudio

Variables de cobertura (proporción de cada tipo de cobertura con respecto al total) e índice de rugosidad (proporción de celdas con una alta rugosidad, definiendo alta como “sobre la media más una desviación estándar”) en base a un buffer de 300 metros para cada estación de estudio.

Estaciones de estudio	Variables a escala de paisaje (300 m)			Índice de rugosidad
	Porcentaje cobertura pino	Porcentaje cobertura nativo	Porcentaje cobertura cosechado	
Proporción (%)				
1	0,91	0,06	0,00	20,58
2	0,86	0,09	0,00	23,44
3	0,92	0,02	0,00	21,61
4	0,85	0,05	0,00	24,64
5	0,84	0,13	0,00	76,99
6	0,88	0,09	0,00	30,26
7	0,77	0,18	0,00	62,39
8	0,93	0,00	0,00	2,90
9	0,77	0,19	0,00	55,49
10	0,93	0,01	0,00	19,94
11	0,82	0,12	0,00	17,92
12	0,91	0,02	0,00	13,91
13	0,91	0,01	0,01	5,19
14	0,93	0,00	0,00	28,53
15	0,67	0,08	0,05	8,07
16	0,88	0,04	0,00	17,29
17	0,94	0,01	0,00	0,88
18	0,88	0,02	0,01	19,02
19	0,94	0,01	0,01	24,64
20	0,91	0,02	0,00	7,85
21	0,95	0,02	0,00	11,88
22	0,85	0,14	0,00	32,85
23	0,82	0,15	0,00	7,25
24	0,89	0,06	0,00	0,00
25	0,85	0,03	0,10	0,87
26	0,95	0,04	0,00	10,98
27	0,97	0,00	0,00	56,73
28	0,53	0,32	0,01	0,00
29	0,94	0,03	0,00	28,12
30	0,86	0,10	0,00	2,41
31	0,97	0,01	0,00	0,00
32	0,93	0,05	0,00	0,00

33	0,93	0,04	0,00	0,00
34	0,87	0,04	0,00	0,00
35	0,88	0,08	0,00	0,29
36	0,95	0,02	0,00	0,00
37	0,76	0,20	0,00	20,64
38	0,69	0,21	0,05	0,58
39	0,75	0,07	0,00	0,00
40	0,90	0,04	0,00	0,00
41	0,87	0,10	0,00	8,77
42	0,57	0,26	0,00	0,00
43	0,86	0,12	0,00	4,34
44	0,89	0,05	0,00	0,00
45	0,68	0,08	0,00	0,29
46	0,78	0,19	0,00	4,64
47	0,88	0,05	0,00	24,35
48	0,89	0,09	0,00	15,61
49	0,86	0,06	0,01	1,45
50	0,77	0,18	0,00	0,86
51	0,93	0,00	0,00	8,43
52	0,84	0,12	0,00	0,00
53	0,69	0,14	0,14	6,88
54	0,81	0,15	0,00	1,15
55	0,72	0,22	0,00	11,78
56	0,59	0,33	0,00	1,44
57	0,79	0,05	0,00	3,76
58	0,85	0,04	0,03	36,87
59	0,69	0,26	0,01	20,00
60	0,80	0,16	0,00	38,60
61	0,90	0,03	0,00	3,48
62	0,93	0,00	0,02	25,51
63	0,55	0,30	0,10	21,61
64	0,87	0,05	0,00	34,77
65	0,91	0,00	0,02	27,09
66	0,91	0,02	0,00	52,46
67	0,87	0,02	0,02	37,97
68	0,90	0,03	0,02	15,27
69	0,78	0,16	0,02	33,33
70	0,96	0,02	0,00	4,90
71	0,90	0,07	0,00	7,06
72	0,78	0,19	0,00	22,32
73	0,89	0,07	0,00	2,61

---

## Apéndice 8: Correlaciones entre variables predictivas

Cuadro 7. Coeficientes de correlaciones entre variables predictivas

Variables	Volumen estrato bajo	Volumen estrato medio	Volumen estrato alto	Edad de la plantación	Latitud	Porcentaje cobertura pino	Porcentaje cobertura nativo	Índice de Rugosidad
Volumen estrato bajo	1	<b>0,69</b>	0,41	-0,05	-0,04	-0,10	0,12	0,07
Volumen estrato medio	<b>0,69</b>	1	<b>0,70</b>	0,40	-0,11	-0,06	0,15	0,25
Volumen estrato alto	0,41	<b>0,70</b>	1	<b>0,71</b>	-0,09	0,03	0,09	0,05
Edad de la plantación	-0,05	0,40	<b>0,71</b>	1	-0,03	0,07	-0,04	-0,05
Latitud del punto de estudio	-0,04	-0,11	-0,09	-0,03	1	0,16	-0,18	0,16
Porcentaje cobertura pino	-0,10	-0,06	0,03	0,07	0,16	1	<b>-0,87</b>	0,09
Porcentaje cobertura nativo	0,12	0,15	0,09	-0,04	-0,18	<b>-0,87</b>	1	0
Índice de rugosidad	0,07	0,25	0,05	-0,05	0,16	0,09	0	1

Las correlaciones altas ( $\geq 0,69$ ) se destacaron en negrita. Ver matriz de valor de  $p$  en Apéndice 8.

Cuadro 8. Matriz de valor de  $p$  de las correlaciones entre variables predictivas

Variables	VB	VM	VA	ED	LT	PN	NT	CO	RU
Volumen estrato bajo (VB)	-	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,52	0,63	0,23	0,14	0,61	0,39
Volumen estrato medio (VM)	<b>&lt;0,01</b>	-	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,19	0,50	0,08	0,09	<b>&lt;0,01</b>
Volumen estrato alto (VA)	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	-	<b>&lt;0,01</b>	0,30	0,75	0,29	0,12	0,58
Edad de las plantaciones (ED)	0,52	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	-	0,70	0,39	0,61	0,08	0,57
Latitud del punto de estudio (LT)	0,63	0,19	0,30	0,70	-	0,06	0,03	0,17	0,05
Porcentaje cobertura pino (PN)	0,23	0,50	0,75	0,39	0,06	-	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,31
Porcentaje cobertura nativo (NT)	0,14	0,08	0,29	0,61	0,03	<b>&lt;0,01</b>	-	0,06	0,99
Porcentaje cobertura cosechado (CO)	0,61	0,09	0,12	0,08	0,17	<b>&lt;0,01</b>	0,06	-	0,57
Índice de Rugosidad (RU)	0,39	0,003	0,58	0,57	0,05	0,31	0,99	0,57	-

Las correlaciones altas ( $p < 0,01$ ) se destacaron en negrita.

### Apéndice 9: Modelos lineales generalizados mixtos (MLGM)

Coefficientes de variables de hábitat y paisaje (log link) modelando la abundancia (número de capturas/1000 trampas) de cada especie de micromamífero de acuerdo a Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) con distribución de Poisson y corregidos por sobredispersión. Todas las variables predictivas fueron estandarizadas (media= 0, sd =1) previo al ajuste de modelos.

Variable respuesta	Variable predictiva	Coefficiente	Error estándar	P-value
<i>Abrothrix olivaceus</i>	Intercepto	3,04943	0,13911	<0,001***
	Volumen estrato bajo	0,30334	0,09011	<0,001***
	Volumen estrato alto	-0,26652	0,08486	0,001684 **
	Latitud	-0,04015	0,14329	0,779333
	Porcentaje cobertura nativo	0,26461	0,07375	<0,001***
	Índice de rugosidad	-0,21079	0,08519	0,013352 *
<i>Abrothrix longipilis</i>	Intercepto	2,0209	0,1835	<0,001***
	Volumen estrato bajo	-0,4102	0,1682	0,01473 *
	Volumen estrato alto	0,7211	0,161	<0,001***
	Latitud	-1,1396	0,1752	<0,001***
	Porcentaje cobertura nativo	0,4375	0,1393	0,00168 **
	Índice de rugosidad	-0,2623	0,153	0,08655 .
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Intercepto	0,2958	0,2515	0,2396
	Volumen estrato bajo	0,5758	0,2304	0,0125 *
	Volumen estrato alto	-0,2954	0,2291	0,1973
	Latitud	0,2195	0,217	0,3117
	Porcentaje cobertura nativo	0,3149	0,2094	0,1327
	Índice de rugosidad	-0,228	0,2127	0,2838
<i>Phyllotis darwini</i>	Intercepto	-0,7183	0,3719	0,05341
	Volumen estrato bajo	0,7918	0,2656	0,00287 **
	Volumen estrato alto	-2,3882	0,3074	<0,001***
	Latitud	0,2747	0,2601	0,29084
	Porcentaje cobertura nativo	0,3229	0,2424	0,18281
	Índice de rugosidad	0,5031	0,2400	0,03605 *

La significancia estadística se encuentra representada mediante “\*” ó “.”; .P < 0.1; \*P < 0.05; \*\*P < 0.01; \*\*\*P < 0.001.