



UNIVERSIDAD DE CHILE -FACULTAD DE CIENCIAS -ESCUELA DE PREGRADO

“Factores determinantes de la ocurrencia y actividad de *Dromiciops gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat”

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención Medio Ambiente

Gloria Belén Rodríguez Gómez

Director del Seminario de Título: Dr. Francisco Enrique Fontúrbel Rada

Patrocinante del Seminario de Título: Dra. Carezza Verónica Botto Mahan

11 de diciembre del 2018.

Santiago – Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la **Srta. Gloria Belén Rodríguez Gómez**

“Factores determinantes de la ocurrencia y actividad de *Dromiciops gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención Medio Ambiente.

Director del Seminario de Título _____

Patrocinante del Seminario de Título _____

Comisión Revisora y Evaluadora

Presidente comisión _____

Evaluador _____

Santiago de Chile,

BIOGRAFÍA

Gloria Belén Rodríguez Gómez
en 1993 en Santiago nació
en Pudahuel ella se crió
jugando en los arboles
y abriendo animales
la curiosidad despertó,
aves y hamsters exploró
junto a David, su hermano
y los amigos del barrio
obras y parodias montó

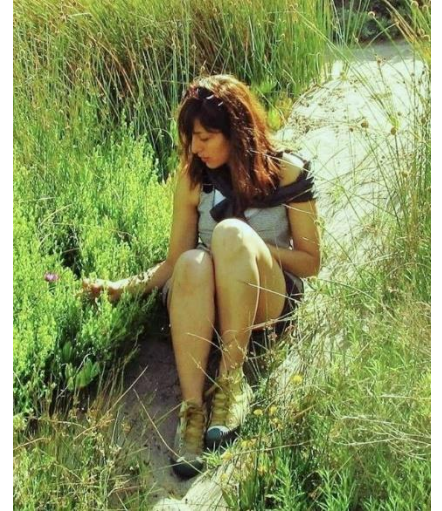
Con su admirable madre
Gloria Gómez Retamal
no la pasaba nada mal
cociendo se iba la tarde,
se olvidaba el desastre
y viendo maravillozoo
el finde era grandioso.
Su padre David fumaba
y muchos dulces le daba

Gloria estudió la básica
en el colegio Piamarta,
es clave que lo comparta
porque descubrió de chica
que aprender magnifica.
Hizo la enseñanza media
en los Leones con Suecia
en el liceo Tajamar
donde aprendió a amar
y conocer la biología

En el año 2013, con veinte años
entró a la universidad
a estudiar Biología Ambiental
y hoy con veinticinco años
sabe menos que hace unos años.

Ya termino de escribir
casi olvido describir
que antes de dormir
se pregunta:

¿Cómo sería tener cola en pleno siglo XXI?



DEDICATORIA

Algo se asoma y gestea
y de vago pasa a cierto,
un largo manchón de noche
que nos manda llamamientos
y forra el pie de los Andes
o en hija los va subiendo.

Por más que sea taimada,
la selva se va entreabriendo
y en rasgando su ceguera,
ya por nuestra la daremos.

Caen copihues rosados,
atarantándome al ciervo
y los blancos se descuelgan
en luz y estremecimiento.

Ella, con gestos que vuelan,
se va a sí misma creciendo;
se alza, bracea, se abaja,
echando oblicuo el ojeo;
sobre apretadas aurículas
y otras hurta con recelo,
y así va, la marrullera,
llevándonos magia adentro...

Yo me fui sin entenderte
y tal vez por eso vuelvo;
pero allá olvido a la Tierra...

 Selva Austral

Gabriela Mistral

A mi madre, Gloria,

A mi Abuela Norma

y a mi tía Silvia

Que siempre soñó con ser bióloga

AGRADECIMIENTOS

Agradezco infinitamente a mi madre Gloria Gómez Retamal por abrir ventanas de creatividad en mí, estimular la curiosidad y el análisis profundo, por ser inmensamente resiliente y apoyarme en este proceso de aprendizaje y a mi familia en general.

Agradezco a mi tutor, Francisco Fontúrbel Rada, por creer en mí y darme la oportunidad de trabajar con él, por su generosidad y confianza, por todo el conocimiento compartido conmigo y por sobre todo por ser el mejor guía que pude tener en la realización de esta tesis. Agradezco también a FONDECYT por financiar esta investigación como parte del proyecto N° 11160152.

Agradezco a Carezza Botto Mahan por apoyarme y guiarme desde el comienzo de esta etapa, por estar siempre presente y ser una persona y científica a quien admiro mucho, por recibirme en su laboratorio junto a todas las hermosas personas que lo conforman.

Agradezco a Javier Cuadra, Valeria Gómez, Ignacio Orellana y Valentina Riffo por la colaboración durante los meses de muestreo, por sus aportes y lindos momentos en terreno.

Agradezco especialmente a Francisco Zorondo Rodríguez por su apoyo y consejos desde antes de ingresar a estudiar y a Cecilia Márquez Díaz por su constante ayuda y seguimiento, por ser una asistente social con una inmensa vocación y corazón.

Agradezco a todas mis amigas y amigos, compañeras y compañeros quienes caminaron conmigo en este proceso de aprendizaje llamado Universidad, y me enseñaron a aceptar y compartir. Agradezco especialmente a Claudio Castillo, por su apoyo en estos años, compañero de tantos viajes... A todas y todos quienes conforman el colectivo La Guiña, que representa también una parte de lo construido en nuestra amistad.

Agradezco a todas las personas que otorgaron acceso a sus terrenos para esta investigación, especialmente a Don Joel Caihuán, Familia Corcuera-Vliegenthart y Don Bernardo Eggers. A los animales y plantas que se mostraron en esta aventura del reality del bosque y al *Chimaihuen* por existir y ser una especie tan cautivadora.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

BIOGRAFÍA.....	II
DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTOS.....	IV
ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	V
ÍNDICE DE TABLAS.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VII
RESUMEN.....	IX
ABSTRACT.....	X
INTRODUCCIÓN.....	1
Hipótesis.....	5
Objetivo general y específicos.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
Antecedentes de la especie de estudio.....	6
Sitios de estudio.....	8
Monitoreo con cámaras trampa.....	12
Caracterización de la estructura vegetal.....	14
Análisis estadísticos.....	16
RESULTADOS.....	21
Ocurrencia.....	21
Actividad.....	24
DISCUSIÓN.....	30
Planteamientos generales.....	30
Ocurrencia.....	31
Ocurrencia por condición.....	33
Actividad.....	35

Otros factores.....	38
CONCLUSIÓN.....	41
REFERENCIAS.....	42
ANEXO 1.....	52
ANEXO 2.....	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción general de condiciones y sitios.....	9
Tabla 2. Ubicación de los sitios de estudio y condiciones de perturbación.....	11
Tabla 3. Variables de estructura vegetal y del modelo estadístico.....	15
Tabla 4. Resumen de los análisis realizados para evaluar ocurrencia y actividad de <i>D. gliroides</i>	20
Tabla 5. Resultados GAMM de ocurrencia según condición.....	23
Tabla 6. Resultados GAMM de ocurrencia en todas las condiciones, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.....	23
Tabla 7. Resultados GAMM de ocurrencia en cada condición por separado. Donde cada cifra representa el valor de p resultante del GAMM para cada variable.....	24
Tabla 8. Resumen de coeficientes de superposición ($D_{\hat{h}at}$) y remuestreo.....	28
Tabla 9. Resultado de la prueba compareAct entre condiciones.....	28
Tabla 10. Resultados de prueba compareCkern.....	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio a nivel regional en Chile.....	10
Figura 2. Representación de cada condición en el gradiente de perturbación de hábitat. Las fotografías corresponden a los sitios muestreados, siguiendo el gradiente creciente de perturbación, los sitios son: Parque Nacional Nahuelbuta, Reserva Huilo-Huilo, Pucatrihue y Predio Mininco, respectivamente.....	12
Figura 3. Fotografía de un punto de muestreo.....	14
Figura 4. Diagrama de cajas del número de individuos de <i>D. gliroides</i> según condición.....	21
Figura 5. Diagrama de cajas de número de individuos de <i>D. gliroides</i> según periodo de muestreo (mes).....	22
Figura 6. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de <i>D. gliroides</i> en todas las condiciones, donde una mayor densidad representa mayor actividad.....	25
Figura 7. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de <i>D. gliroides</i> en Cordillera de Los Andes y Cordillera de La Costa, donde una mayor densidad representa mayor actividad. Sitios considerados de Cordillera de Los Andes: Reserva Huilo Huilo, Parque Peumayén, Parque Nacional Puyehue, Cascadas, Moncopulli y Parque Katalapi. Sitios de Cordillera de La Costa: Parque Nacional Nahuelbuta, Reserva Costera Valdiviana, Parque Oncol, Pucatrihue y Predio Mininco.....	26
Figura 8. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de <i>D. gliroides</i> por mes de muestreo en todos los sitios, donde una mayor densidad representa mayor actividad.	27

RESUMEN

La pérdida y degradación de los bosques templados de Sudamérica son perturbaciones que alteran la estructura del hábitat, lo que puede repercutir negativamente sobre las especies dependientes del bosque, como es el caso de *Dromiciops gliroides*, un marsupial arbóreo endémico de estos bosques. Se espera que la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* sea mayor en hábitats con menor grado de perturbación, ya que presentan una estructura vegetal más compleja, a diferencia de hábitats con mayor grado de perturbación, en los cuales la estructura vegetal es más simple, limitando su dispersión y refugio. Se realizó un monitoreo con cámaras trampa y se caracterizó la estructura vegetal de doce sitios con diferentes niveles de perturbación (bosque nativo, bosque secundario, bosque sujeto a tala y plantaciones forestales abandonadas) en el sur de Chile, en un rango norte-sur de 450 km, durante el verano austral (diciembre, 2017 a marzo, 2018). Se utilizaron Modelos Aditivos Generalizados Mixtos para determinar los factores que explican su ocurrencia a nivel regional, junto a un análisis de actividad. *Dromiciops gliroides* estuvo presente en todos los sitios, sin embargo, la ocurrencia y la actividad disminuyó al aumentar el grado de perturbación, con una actividad significativamente diferente entre bosque nativo-secundario y plantación. El porcentaje de arbustos fue la variable que explicó una mayor ocurrencia, tanto a escala regional como en la condición de bosque nativo. La ocurrencia fue mayor al inicio del verano en los sitios más perturbados y al final del verano en los sitios más conservados, probablemente debido a la abundancia de frutos maduros. En conclusión, la perturbación de hábitat altera la dinámica temporal (estacional y diaria) de *D. gliroides*, disminuyendo su ocurrencia y actividad.

ABSTRACT

Habitat loss and degradation are threatening the temperate forests of South America, being likely to alter habitat structure. These structure changes can have negative impacts on forest dependent species, such as *Dromiciops gliroides*, an arboreal marsupial endemic to these forests. It is expected that *D. gliroides* occurrence and activity will be higher in habitats with a lower disturbance degree, undisturbed sites present a more complex vegetation structure compared to the disturbed sites, where a simpler structure will be limiting dispersion and refuge. We conducted a camera-trap monitoring and characterized vegetation structure from twelve sites with different disturbance levels (primary forest, secondary forest, logged forest, and abandoned forest plantations) in southern Chile, in a 450-km north-south range during the austral summer (December 2017 to March 2018). Mixed Generalized Additive Models were used to determine the factors that explain the occurrence at regional level, along with an activity analysis. *Dromiciops gliroides* was present in all sampling sites, however, its occurrence and activity decreased as disturbance increased, finding significant activity differences between the secondary forest and the plantation. Shrub percentage was the variable that explained most of the variation in occurrence, both on a regional scale as well as in the native forest condition. Occurrence was higher at the beginning of the summer in the most disturbed sites, and at the end of summer in the most conserved sites, probably due to the abundance of ripe fruits. In conclusion, habitat disturbance alters *D. gliroides* temporal dynamics (seasonal and daily), decreasing their occurrence and activity.

INTRODUCCIÓN

La estructura del hábitat es un factor clave que influye en la ocurrencia de especies y sus interacciones ecológicas (García et al., 2011; Albrecht et al., 2012). En la mayoría de los ambientes, las comunidades vegetales determinan la estructura física del hábitat, por lo tanto, tienen un rol central en determinar la distribución y las interacciones de las especies animales (McCoy y Bell, 1991; Tews, 2004). Además, las distintas especies animales responden a los recursos (i.e., alimento y refugio) a diferentes escalas espaciales (García et al., 2011), ya que los patrones ecológicos surgen a escalas espaciales singulares, y a su vez están controlados por procesos de escala múltiple (Levin, 1992). A escala local (i.e., escala de parche) las características del hábitat que rodea a las plantas con frutos pueden ser importantes para los animales frugívoros que seleccionan estos parches. A una mayor escala (i.e., escala regional), el hábitat apropiado puede ser el factor más importante que limita la distribución y abundancia de los animales frugívoros, incluyendo características estructurales como la disponibilidad de vías de movimiento, y composicionales, como la diversidad de recursos alimenticios (Wiens, 1989; Fedriani, 2005). Estos procesos de múltiple escala, pueden verse afectados por la alteración de hábitats naturales debido a actividades humanas, tales como la deforestación y fragmentación de los bosques naturales, las cuales son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo (Turner, 1996; Salas et al., 2000). Particularmente, en los bosques templados se ha constatado que la continua disminución de su superficie ha afectado la estructura del bosque, con ello la abundancia de aves y la persistencia de poblaciones de mamíferos, entre otros (Otavo y Echeverría, 2017).

Actualmente una de las ecorregiones con mayor impacto antrópico, son los bosques templados del sur de Sudamérica, los cuales son considerados un *hotspot* de biodiversidad debido a su alto nivel de endemismo (Aizen et al., 2002). En Chile este bioma se extiende entre los 35° y 55 °S y se caracteriza por poseer una alta incidencia

de especies endémicas y familias monotípicas (Heywood, 1995; Armesto et al., 1997). En estos bosques, muchas especies de plantas dependen de unos pocos animales mutualistas generalistas (Aizen et al., 2002). Esto es lo que sucede con la relación mutualista que se presenta entre el monito del monte (*Dromiciops gliroides* Thomas, 1894), un marsupial arbóreo endémico y relictivo de estos bosques (Hershkovitz, 1999; Fontúrbel & Jiménez, 2011), con una distribución restringida entre 35-43°S y el quintral (*Tristerix corymbosus*), una especie de planta nativa hemiparásita, que depende del monito como único agente conocido de dispersión de semillas en los bosques templados (Amico et al., 2011). En el contexto ecológico de los bosques templados del sur de Chile, *D. gliroides* es una especie particularmente relevante, ya que desempeña un rol ecológico muy importante en la dispersión de semillas de al menos 16 especies de plantas nativas (Amico et al., 2009).

Aunque el bosque templado de Chile ha sido clasificado como un *hotspot* de biodiversidad, prioritario para la conservación a nivel mundial (Myers et al., 2000), se encuentra altamente fragmentado, degradado e inmerso en una matriz antropogénica muy heterogénea (Echeverría et al., 2006, 2007), la cual ha sido el resultado de presiones antrópicas como la extensión de plantaciones de árboles exóticos y la ganadería, lo que ha generado una reducción del 67% de la superficie original (Donoso et al., 1999; Echeverría et al., 2006). Estas perturbaciones han provocado cambios importantes en la composición, extensión y estructura específica de estos bosques (Lara et al., 1997), siendo esta última un factor clave que influye en la ocurrencia de especies y sus interacciones ecológicas (García et al., 2011; Albrecht et al., 2012). Así también, estas perturbaciones humanas pueden afectar el patrón de actividad en animales y particularmente en mamíferos (Kitchen et al., 2000; Martin y Reále, 2008; Norris et al., 2010). En ambos casos, la probabilidad de ocurrencia del

animal suele estar influenciada por las características del hábitat local o del paisaje circundante (Nupp y Swihart, 1996; Mancke y Gavin, 2000; Gu et al., 2004).

Si bien existen diversos factores que pueden afectar la ocurrencia y actividad de los animales, tanto bióticos (e.g., riesgo de depredación) como abióticos (e.g., temperatura), en la mayoría de los casos estos factores ambientales limitantes están bien representados por la estructura de hábitat (Mysterud et al., 1999; García et al., 2011). Esto ocurre en mamíferos frugívoros, los cuales pueden seleccionar plantas o parches de vegetación en función de las características del hábitat, como la diversidad de recursos alimenticios, cobertura vegetal y la distancia entre alimento y refugio (Wiens, 1989; Fedriani, 2005; Rodríguez-Cabal y Branch, 2011). Esto es fundamental para la conservación de pequeños mamíferos como *D. gliroides*, que es una especie dependiente del bosque con dispersión limitada a través de hábitats abiertos (Fontúrbel et al., 2010) y que suele asociarse a bosques densos que poseen abundante madera muerta, helechos y bambú (Patterson et al., 1990; Kelt, 2000). Estos componentes se vinculan a una mayor complejidad estructural de la vegetación, y por ello podría relacionarse a una mayor ocurrencia y actividad de *D. gliroides*, ya que los hábitats densos se asocian generalmente a la presencia de animales de pequeño tamaño corporal (Bro-Jørgensen, 2008), que pueden responder a la estructura de la vegetación y su variación dentro del parche (Castaño-Villa et al., 2014; Salazar & Fontúrbel, 2016). Por lo tanto, la pregunta central de esta investigación es: ¿Qué variables de la estructura de hábitat determinan la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat a escala regional?

Con el objetivo de evaluar el efecto de la estructura vegetal sobre la ocurrencia y actividad de *D. gliroides*, en un gradiente de perturbación de hábitat a escala regional, se realizó un monitoreo con cámaras trampa y se caracterizó la estructura vegetal de

12 sitios con diferentes niveles de perturbación (bosque nativo, bosque secundario, bosque sujeto a tala, y plantaciones forestales abandonadas) en el sur de Chile, en un rango norte-sur de aproximadamente 450 km, durante el verano austral 2017-2018.

Planteamiento del problema

Estudios recientes han reportado la presencia de *D. gliroides* en ambientes contrastantes, como bosques nativos y plantaciones forestales de árboles exóticos, relacionando su presencia con la estructura vegetal a escala de parche. Sin embargo, esto puede ser resultado de la influencia de la heterogeneidad del paisaje circundante que proporciona recursos complementarios. Por ello, es necesario comprender cómo la degradación de los bosques nativos, que altera la estructura de hábitat, puede repercutir sobre el patrón de actividad y la ocurrencia de *D. gliroides* a una escala regional y en un gradiente de degradación del bosque nativo, abarcando así, gran parte de su distribución para evaluar el conjunto de variables estructurales que permitirían comprender sus respuestas y así maximizar la presencia de este marsupial con estrategias de manejo.

Hipótesis

Los hábitats con menor grado de perturbación presentan una estructura vegetal más compleja y densa, que provee mayor refugio, recursos y vías de dispersión para pequeños mamíferos dependientes del sotobosque como es el caso de *Dromiciops gliroides*. Por el contrario, en sitios con mayor grado de perturbación la estructura vegetal es más simple, con hábitats más abiertos que limitan la dispersión y disponibilidad de refugio de *D. gliroides*, lo que repercutiría negativamente sobre su ocurrencia y actividad. En consecuencia, se espera que la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* sea menor mientras mayor sea el grado de perturbación.

Objetivo general y específicos

Objetivo general

Evaluar el efecto de la estructura vegetal sobre la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat a escala regional.

Objetivos específicos

- Caracterizar y cuantificar la estructura vegetal en diferentes sitios a lo largo de un gradiente de perturbación de hábitat.
- Evaluar la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat.
- Relacionar el efecto de la estructura vegetal sobre la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* en un gradiente de perturbación de hábitat.

MATERIALES Y MÉTODOS

Antecedentes de la especie de estudio

El Monito del Monte (*Dromiciops gliroides*) es un marsupial arbóreo nocturno, endémico de los bosques templados del sur de Sudamérica (Hershkovitz, 1999). Es el único representante vivo del orden Microbiotheria, uno de los linajes más antiguos de los marsupiales australianos (Marshall, 1978; Nilsson et al., 2004) y una de las cuatro especies de marsupiales que habitan en Chile. Su distribución en el país se encuentra restringida entre la región del Maule (35°S) y la isla grande de Chiloé (43°S). Se encuentra con mayor frecuencia en bosques de *Nothofagus* spp. con sotobosque denso de bambúes nativos del género *Chusquea* (Patterson et al., 1990), y también en bosques secundarios, matorrales e incluso plantaciones de árboles exóticos (Fontúrbel et al., 2012, 2014).

Dromiciops gliroides hiberna durante los meses fríos del año o durante la escasez de alimentos, o ambos (Mann, 1978; Bozinovic et al., 2004; Celis et al., 2012). Es una especie generalista, con un desarrollado sentido de la vista y el olfato, se alimenta de frutas, huevos, insectos y otros invertebrados (Marshall, 1978; Cortés et al., 2011), y durante el verano comienza su actividad a las 19:00 h y finaliza su actividad a las 07:00 h aproximadamente (Fontúrbel et al., 2014). Sus principales depredadores son zorros, aves nocturnas como el concón (*Strix rufipes*) y felinos (Martinez y Jaksic, 1996; Moreira-Arce et al., 2015).

Morfológicamente, *D. gliroides* presenta un pelaje de color agutí, una longitud promedio de 22 cm (de los cuales 11 cm corresponden a la cola) y un peso promedio de 22,3 g (Jiménez, 2005). Las hembras poseen un marsupio que se abre ventralmente y dentro de una capa subcutánea se encuentra el tejido mamario

(Muñoz-Pedrerros et al., 2005) donde las crías migran para completar su desarrollo durante dos meses. La madurez sexual ocurre en el segundo año de vida (Mann, 1978), se reproduce desde fines de invierno hasta principios de la primavera (agosto a septiembre) y el desarrollo de las crías se produce en un periodo de entre 3 a 4 semanas. Durante este periodo las hembras construyen su nido de hojas, musgos y ramas a aproximadamente uno a dos metros sobre el suelo dentro del denso sotobosque de *Chusquea* spp. o en las cavidades de los árboles (Mann, 1978; Jiménez y Rageot, 1979; Bozinovic et al., 2004). Luego del nacimiento, las crías completan su desarrollo en el marsupio durante aproximadamente dos meses (noviembre y diciembre), posteriormente completan su desarrollo extrauterino con periodos de exploración por el bosque (Muñoz-Pedrerros et al., 2005) durante el verano austral, periodo en el cual *D. gliroides* es más activo que en otras temporadas (Kelt y Martínez, 1989; Aizen, 2003).

Con respecto a los antecedentes poblacionales de esta especie en Chile, actualmente no existen cuantificaciones del tamaño poblacional, sin embargo, las estimaciones de densidad poblacional arrojan valores entre 10 y 21 individuos/ha (Fontúrbel et al., 2012) y su categoría de conservación es casi amenazada (MMA, 2018).

Sitios de estudio

El estudio se realizó a lo largo de una extensión latitudinal de aproximadamente 450 km, abarcando distintos niveles de perturbación de hábitat, entre las regiones del Bío Bío y Los Lagos, Chile (Figuras 1 y 2). Para ello, se seleccionaron 12 sitios (Tabla 1- y 2) que corresponden a cuatro condiciones distintas, en orden creciente de perturbación: sitios de bosque nativo protegido (reservas o parques, públicos o privados), sitios de renoval, que estuvieron sujetos a extracción de leña nativa en el pasado (con regeneración secundaria de al menos 20 años de antigüedad), sitios de extracción de leña nativa y sitios en los cuales la vegetación nativa fue reemplazada total o parcialmente por especies exóticas (*Pinus* spp. o *Eucalyptus* spp.), plantadas hace 15-25 años, aproximadamente. En adelante, cada condición se menciona como “nativo”, “secundario”, “tala selectiva” y “plantación”, respectivamente. La toma de datos en terreno se llevó a cabo durante el verano austral, desde diciembre de 2017 a marzo de 2018 (más detalles de cada sitio en el Anexo 2).

Tabla 1. Descripción general de condiciones y sitios.

Condición	Sitios	Temperatura promedio (°C)	Precipitación promedio (mm)	Vegetación dominante
Bosque nativo	Parque Nacional Nahuelbuta	12.1	1519	Bosque mixto multietáneo con 4 a 5 estratos verticales. Compuestos por <i>Nothofagus</i> sp., <i>Araucaria araucana</i> , <i>Eucryphia cordifolia</i> ; <i>Lomatia</i> sp., <i>Berberis</i> sp., <i>Chusquea</i> sp., <i>Luma</i> sp. <i>Rhaphithamnus spinosus</i> , <i>Aristotelia chilensis</i> y <i>Amomyrtus</i> sp.
	Parque Nacional Puyehue	9.1	2385	
	Parque Peumayén	11	1994	
Bosque secundario	Reserva Huilo-Huilo	12	2541	Bosque renoval mixto multietáneo con 4 estratos verticales. Compuestos por <i>Aextoxicon punctatum</i> , <i>Nothofagus</i> sp., <i>Mirceogenia planipes</i> , <i>Amomyrtus</i> sp., <i>Aristotelia chilensis</i> , <i>Luma</i> sp y <i>Rhaphithamnus spinosus</i>
	Parque Oncol	11	2177	
	Parque Katalapi	11.9	1849	
Tala selectiva	Pucatrihue	10	1703	Bosque mixto multietáneo con 2 a 3 estratos verticales. Compuestos por <i>Nothofagus</i> sp., <i>Laureliopsis philippiana</i> , <i>Amomyrtus</i> sp., <i>Aristotelia chilensis</i> , <i>Lomatia</i> sp., <i>Rhaphithamnus spinosus</i> y <i>Luma</i> sp.
	Fundo Moncopulli	10.5	2421	
	Cascadas	10.5	1317	
Plantación	Reserva costera Valdiviana	10.5	2177	Plantación de <i>Pinus radiata</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> . Bajo éstos se encuentran <i>Rhaphithamnus spinosus</i> , <i>Aristotelia chilensis</i> , <i>Chusquea</i> sp., <i>Gevuina avellana</i> y <i>Lomatia</i> sp.
	Parque Oncol	11	2177	
	Predio Mininco	11.5	1444	

Los valores de temperatura y precipitación fueron obtenidos desde el explorador climático del Centro de la resiliencia y el clima (CR)², 2018. Los componentes de vegetación fueron identificados en terreno.

Ubicación de los sitios

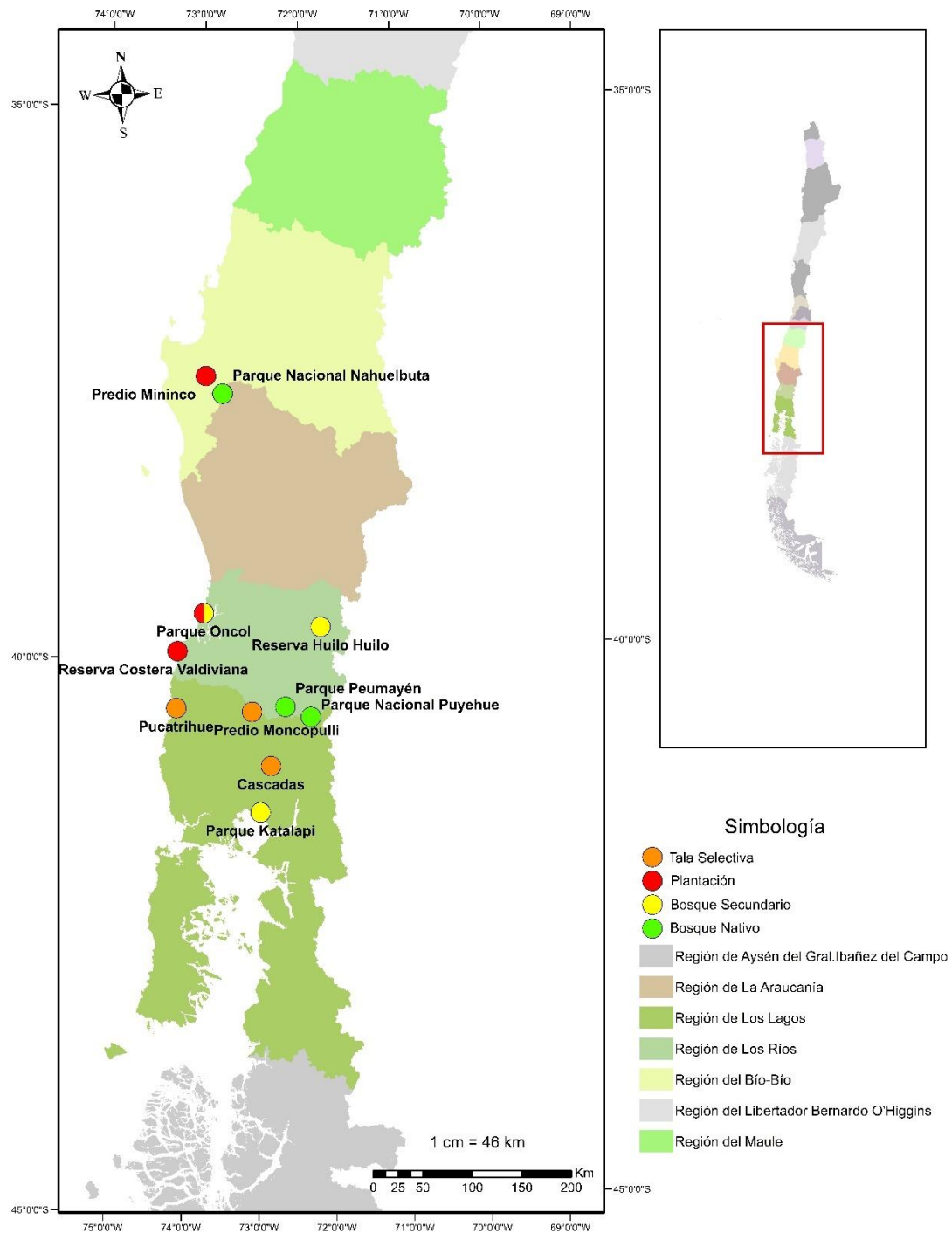


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio a nivel regional en Chile.

Tabla 2. Ubicación de los sitios de estudio y condiciones de perturbación.

Sitio	Región	Condición*	Ubicación (Coordenadas)
Predio Mininco	Región del Bio Bío	Plantación	37°53'S 73°01'O
Parque Nacional Nahuelbuta	Región de la Araucanía	Nativo	37°79'S 72°59'O
Parque Oncol	Región de Los Ríos	Secundario	39°41'S 73°19'O
Parque Oncol	Región de Los Ríos	Plantación	39°41'S 73°20'O
Reserva Costera Valdiviana	Región de Los Ríos	Plantación	40°01'S 73°39'O
Parque Peumayén	Región de Los Ríos	Nativo	40°34'S 72°24'O
Reserva Huilo Huilo	Región de Los Ríos	Secundario	39°51'S 71°57'O
Predio Moncopulli	Región de los Lagos	Tala selectiva	40°36'S 72°48'O
Parque Nacional Puyehue	Región de los Lagos	Nativo	40°40'S 72°06'O
Pucatrihue	Región de los Lagos	Tala selectiva	40°32'S 73°42'O
Cascadas	Región de los Lagos	Tala selectiva	41°06'S 72°36'O
Parque Katalapi	Región de los Lagos	Secundario	41°31'S 72°45'O

*Corresponde a cuatro tipos de condiciones según el grado de perturbación. “Nativo” hace referencia a los sitios de bosque nativo protegido, “Secundario” a bosque nativo talado en el pasado y en regeneración, “Tala selectiva” a sitios de bosque nativo donde se extrae leña actualmente, y “Plantación” a sitios en los cuales se plantaron especies forestales exóticas.



Figura 2. Representación de cada condición en el gradiente de perturbación de hábitat. Las fotografías corresponden a algunos de los sitios muestreados, de izquierda a derecha son: Parque Nacional Nahuelbuta, Reserva Huilo-Huilo, Pucatrihue y Predio Mininco, respectivamente.

Monitoreo con cámaras trampa

Actualmente el monitoreo de animales a través de cámaras trampa es una de las herramientas más utilizadas en investigación científica de vida silvestre a nivel mundial, especialmente para estudiar pequeños mamíferos arbóreos con bajas densidades y difíciles de observar (Silveira et al., 2003; Alves y Andriolo, 2005; Rovero et al., 2013). Particularmente, en estudios con *D. gliroides* ha demostrado ser eficaz y de bajo costo, permitiendo recolectar múltiples datos sobre la ocurrencia y actividad de este marsupial, con baja interferencia del observador (Fontúrbel et al., 2014). Además, a diferencia del trampeo, la utilización de cámaras trampa requiere menos esfuerzo de campo y proporciona información detallada de la ocurrencia y conducta en un amplio rango de ambientes (Srbek-Araujo y García, 2005; Monroy-Vilchis et al., 2009; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). La única limitación de esta técnica es la dificultad de distinguir la presencia de individuos diferentes, pero se

puede corregir utilizando una aproximación de la presencia, considerando el registro fotográfico como ocurrencia en vez de abundancia (Gu et al., 2004), y aplicando un criterio de independencia entre fotografías consecutivas (Gómez et al., 2005; Oliveira-Santos et al., 2008). Esto reduce el error de muestreo asociado a falsas ocurrencias o sobrestimaciones, el cual es mínimo si el muestreo se realiza en múltiples ocasiones (MacKenzie et al. 2002; Kery, 2002; Gu et al., 2004). En el presente estudio estos factores se controlaron escogiendo la temporada en la cual *D. gliroides* está más activo, con un tiempo de monitoreo de 4 meses, que incluye un extenso rango de la distribución de la especie, con réplicas por sitio y utilizando un criterio de independencia en los registros fotográficos, basado en la amplia evidencia empírica de estudios de detección animal con metodologías similares (Gutzwiller y Barrow, 2001; MacKenzie et al., 2002; Royle y Nichols, 2003; Kery, 2002; Gómez et al., 2005; Oliveira-Santos et al., 2008; Gu et al., 2004).

Para evaluar la ocurrencia y actividad de *D. gliroides* en los sitios de muestreo, se utilizaron 36 cámaras trampa Browning Strike Force HD Pro, debidamente georreferenciadas, que operaron en modo fotográfico, cada una se instaló en un tronco de árbol entre 1 y 2 m del suelo (Figura 3). Se ubicaron aleatoriamente en tres puntos dentro de cada sitio de muestreo y se rotaron una vez al mes durante cuatro meses (diciembre a marzo), para cubrir al menos 1 ha por sitio, alcanzando un total de 12 puntos por sitio de muestreo (haciendo un total de 144 puntos de muestreo). En cada punto se instaló una cámara trampa y se cebó una vez con una rodaja de plátano fresco, un cebo altamente efectivo para atraer a *D. gliroides* (Fontúrbel y Jiménez, 2009; Fontúrbel, 2010).



Figura 3. Fotografía de un punto de muestreo

Caracterización de la estructura vegetal

De acuerdo a los antecedentes de *D. gliroides* mencionados anteriormente y a las variables estructurales de la vegetación, que por literatura se sabe que están asociadas a la captura exitosa de esta especie (Kelt, 2006; Salazar y Fontúrbel, 2016), en cada punto de muestreo (12 por sitio) se midieron 10 variables dentro de un radio de 2,5 m, a partir de los puntos de instalación de cámaras trampa (Tabla 3).

Tabla 3. Variables de estructura vegetal y del modelo estadístico.

Variables	Medición	Tipo de variable	Clasificación de variable en el modelo
Ocurrencia	Nº de registros fotográficos	Dependiente	Cuantitativa discreta
Cobertura arbórea	Porcentaje	Independiente	Cuantitativa continua
Cobertura arbustiva	Porcentaje	Independiente	Cuantitativa continua
<i>Chusquea</i> spp.	Porcentaje	Independiente	Cuantitativa continua
Densidad de tallos*	Nº de tallos con DAP>1 cm	Independiente	Cuantitativa discreta
Troncos caídos	Nº	Independiente	Cuantitativa discreta
Tocones	Nº	Independiente	Cuantitativa discreta
Cavidades	Nº	Independiente	Cuantitativa discreta
Briófitas	Ausente-escasa-abundante.	Independiente	Categoría ordinal
Helechos	Ausente-escasa-abundante.	Independiente	Categoría ordinal
Frutos maduros	Nº	Independiente	Cuantitativa discreta

*Estimada como el número de tallos con diámetro a la altura del pecho (DAP) > 1 cm.

El porcentaje de cobertura arbórea se estimó visualmente en cada punto de muestreo, desde la base del árbol en el cual se instaló la cámara trampa, y se consideró la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas del árbol, en relación a la superficie total delimitada por el radio de observación (Greig-Smith, 1964). De manera similar, el porcentaje de cobertura arbustiva se estimó de acuerdo a la proporción de terreno ocupado por la vegetación arbustiva, la cual consideró todas las especies de este tipo presentes bajo el dosel. También se estimó visualmente el porcentaje de *Chusquea* spp., una de las especies más abundantes que domina el sotobosque en los bosques templados dominados por especies del género *Nothofagus* y en sectores donde el bosque ha sido perturbado por causas antrópicas (Gonzales y Donoso, 1999). Se cuantificó

porcentualmente, ya que sus tallos forman un ramaje denso que dificulta su medición individual *in situ*. La cantidad de cavidades se midió a través de la observación visual de todos los árboles presentes dentro del radio de observación, desde la base de estos árboles, hasta el dosel, incluyendo troncos y ramas. Los tocones, troncos caídos, densidad de tallos y frutos maduros se cuantificaron en número de acuerdo a su abundancia en el radio descrito. Por otro lado, las briofitas y helechos se estimaron como variables categóricas ordinales debido a la complejidad de cuantificar la magnitud de su abundancia, dado que es un grupo de plantas con diversas formas de crecimiento y sustrato, y muy abundantes en algunos sitios, por lo que realizar una estimación cualitativa es más adecuada para analizar estas variables, de acuerdo con los objetivos de esta investigación.

Análisis estadísticos

Para poner a prueba la hipótesis planteada se utilizaron dos enfoques analíticos, los Modelos Lineales Generalizados Mixtos (en adelante GLMM) para determinar los factores que explican la ocurrencia de *D. gliroides* a nivel regional, y análisis de actividad para comparar la actividad de *D. gliroides* bajo diferentes condiciones de hábitat. Ambos enfoques se analizaron en el programa R versión 3.4.4.

En el primer enfoque, toda la información contenida en cada cámara se registró en una planilla electrónica excel, en la cual se seleccionaron los datos de fotografías con *D. gliroides* presente, con un intervalo mínimo de 1 hora entre sí. Esto se realizó con el fin de garantizar un grado mínimo de independencia entre las observaciones consecutivas, para los análisis estadísticos posteriores (i.e., minimizar la probabilidad de contar el mismo individuo varias veces) (Gómez et al., 2005; Oliveira-Santos et al., 2008; Fontúrbel et al., 2014). Esta información se graficó en dos diagramas de cajas para observar la cantidad de registros según condición y mes. En segundo

lugar, se realizó un análisis descriptivo para examinar gráficamente la forma de relación entre la variable ocurrencia y cada una de las variables de vegetación medidas en todos los sitios y también de manera específica para cada condición. A partir de los resultados de esta relación se decidió utilizar Modelos Aditivos Generalizados Mixtos (en adelante GAMM), que se definen como:

$$g(E[y_i]) = X_i\beta + \sum S_j(Z_{ij}) \quad (1)$$

Donde $X_i\beta$ es el componente paramétrico lineal del modelo con X_i , la i ésima fila de la matriz de diseño X asociada con covariables que se modelan linealmente a y_i como en un GLM, y $\sum S_j(Z_{ij})$ son funciones lisas y no lineales de variables predictoras Z_i (Polanski y Robbins, 2013). Los cuales son una versión semiparamétrica de los GLMM, y al igual que éstos son extensiones matemáticas de modelos lineales, en los cuales se puede suponer que los datos provienen de distintas familias de distribuciones de probabilidad, y se ajustan mejor a las distribuciones no normales de error de la mayoría de los datos ecológicos (Hastie y Tibshirani, 1990; Guisan et al., 2002). En este caso, se utilizó distribución binomial negativa, la cual se ajusta mejor a los datos de conteo de este estudio. Además, como las variables de vegetación se midieron en distintos puntos dentro de cada sitio de muestreo, y en cuatro condiciones diferentes, es probable que dichas variables no sean independientes, por lo que se justifica el uso de modelos mixtos, incluyendo el sitio de estudio y el mes de muestreo como factores aleatorios y las variables de vegetación como factores fijos (Zuur et al., 2009). En este caso, los GAMM son particularmente más útiles para manejar relaciones altamente no lineales y no monótonas entre la respuesta de ocurrencia y el conjunto de variables explicativas de la estructura vegetal (Guisan et al., 2002), considerando *a priori* que se compararán condiciones y sitios muy diferentes entre sí.

Para seleccionar el modelo con mejor rendimiento y valoración se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC), el cual se define como:

$$AIC = -2 \log(\mathcal{L}(\theta)) + 2K \quad (2),$$

donde $\log(\mathcal{L}(\theta))$ es el logaritmo de la máxima verosimilitud, que permite determinar los valores de los parámetros libres de un modelo estadístico, y K es el número de parámetros libres del modelo (Akaike, 1974; Martínez et al., 2009). Este criterio genera un valor que cuantifica simultáneamente la precisión de ajuste a los datos experimentales y la menor complejidad, combinando ambos factores selecciona el modelo que utiliza más información de los modelos candidatos (Martínez et al., 2009).

En síntesis, se analizó el efecto individual de las variables potencialmente significativas en un GAMM con distribución binomial negativa, utilizando la ocurrencia como variable respuesta para confirmar la relación observada en los gráficos preliminares. A continuación, se creó un modelo con todas las variables y se realizó una selección automatizada (*dredging*), a través de subconjuntos de modelos combinados, con la cual se determinaron las variables de mayor aporte al modelo. A partir de los resultados de este análisis se seleccionaron tres de las variables: porcentaje de cobertura, porcentaje de arbustos y cantidad de musgo (briófitas), las cuales se integraron en dos modelos GAMM simplificados, en los cuales se utilizó la ocurrencia como variable respuesta utilizando distribución binomial. De los modelos propuestos, se seleccionó el modelo con menor valor de AIC de acuerdo con el análisis. Por otro lado, también se analizó en un GAMM la respuesta de ocurrencia a cada condición, utilizando todo el conjunto de datos y las tres variables de vegetación seleccionadas. Finalmente, se analizó la ocurrencia en cada condición por separado, es decir, utilizando la condición como conjunto de datos independientes entre sí, para

capturar las variables de estructura vegetal que pudiesen dar cuenta de características particulares de cada condición que sean relevantes para *D. gliroides*.

En el segundo enfoque, de análisis de actividad, se utilizó el paquete “activity” de R versión 3.4.4, el cual cuenta con distintas pruebas para analizar los datos de sensores que graban animales. En primer lugar, se graficó el estimador de densidad del Kernel de los patrones de actividad de *D. gliroides* en todas las condiciones (sitios nativos, secundarios, de tala y plantaciones) para observar las diferencias de actividad según condición. Este estimador tiene la función:

$$f(x, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n K_v [d(x, x_i)] \quad (3)$$

Donde K_v es la función de probabilidad de la distribución normal circular, v es el parámetro de suavizado y $d(x, x_i)$ es la distancia angular entre puntos (Ridout y Linkie, 2009). Este enfoque calcula el área bajo la curva que es equivalente a la probabilidad de observar el animal durante el periodo de muestreo, una mayor probabilidad indica una mayor actividad (Foster et al., 2013; Lara-Díaz et al., 2018). Además se graficó esta función para comparar la actividad según: sitios correspondientes a Cordillera de Los Andes y Cordillera de La Costa, para considerar posibles efectos asociados a características propias de la ubicación en cercanías de una u otra cordillera, y también se graficó según el mes de muestreo, con el objetivo de integrar efectos asociados a cambios temporales entre los meses estudiados. Posteriormente, se calculó el coeficiente de superposición (D_{hat}), el cual compara el grado de superposición en el patrón de actividad de una o más especies bajo diferentes condiciones, en este caso se utilizó para contrastar la actividad bajo diferentes condiciones de hábitat de manera pareada, ya que sólo hace comparaciones binarias. Los valores de D_{hat} varían entre 0 y 1, donde 1 es actividad igual, y 0 es actividad diferente (Schmid y Schmidt, 2006; Ridout y Linkie, 2009).

Finalmente, se analizó la actividad con “compareAct”, la cual es una prueba de Wald para calcular la diferencia estadística entre dos o más estimaciones del “nivel” de actividad, es decir, la proporción de horas del día en que un animal está activo. En este caso se probó para ver si el nivel de actividad entre condiciones de hábitat es significativamente diferente de cero, para ello, se realizaron 100 aleatorizaciones por cada condición. Paralelamente se realizó la prueba “compareCkern” que es una prueba de aleatorización que estima un índice de superposición (overlap), el cual calcula la probabilidad de que dos conjuntos de observaciones circulares provengan de la misma distribución, es decir, si los “patrones” de actividad son significativamente similares o distintos. En este caso tenemos más de dos conjuntos de datos a comparar, por lo que la relación se hizo de manera pareada y con 1000 repeticiones. En Tabla 4 se muestra un resumen de los análisis estadísticos descritos.

Tabla 4. Resumen de los análisis realizados para evaluar la ocurrencia y actividad de *D. gliroides*.

Variable de interés	Análisis	Descripción	Objetivo
Ocurrencia	Modelos Aditivos Generalizados Mixtos	Genera modelos que relacionan linealmente la variable respuesta con múltiples variables independientes	Determinar los factores de vegetación que explican la ocurrencia de <i>D. gliroides</i>
	Criterio de información de Akaike	Selecciona el modelo de mayor precisión y ajuste a los datos	Escoger el modelo que mejor explica la ocurrencia
Actividad	Densidad del Kernel	Estima la probabilidad de observar un animal durante 24 h	Comparar gráficamente los patrones de actividad por condición, cordillera y mes
	Prueba compareAct	Compara el nivel de actividad entre dos conjuntos de datos	Comparar las diferencias estadísticas en la proporción de tiempo de actividad entre condiciones (cantidad de tiempo)
	Prueba compareCkern	Compara los patrones de actividad entre dos conjuntos de datos	Comparar las diferencias estadísticas en los patrones de actividad entre condiciones (forma del patrón de actividad)

RESULTADOS

Ocurrencia

Se obtuvieron un total de 2434 registros fotográficos de *D. gliroides* durante los cuatro meses de muestreo en todos los sitios, sin considerar la independencia de observaciones. Utilizando el criterio de independencia de una hora de observación, el número de registros se redujo a 994, de los cuales 311 corresponden a bosque nativo, 287 a bosques secundarios, 219 corresponden a sitios de tala selectiva y 177 a plantaciones exóticas (Figura 4), a su vez esta cantidad de individuos registrados varió entre los cuatro meses de monitoreo, siendo mayor en los meses de febrero y marzo, mientras que diciembre y enero fue más baja y con menor dispersión respecto a los otros meses (Figura 5).

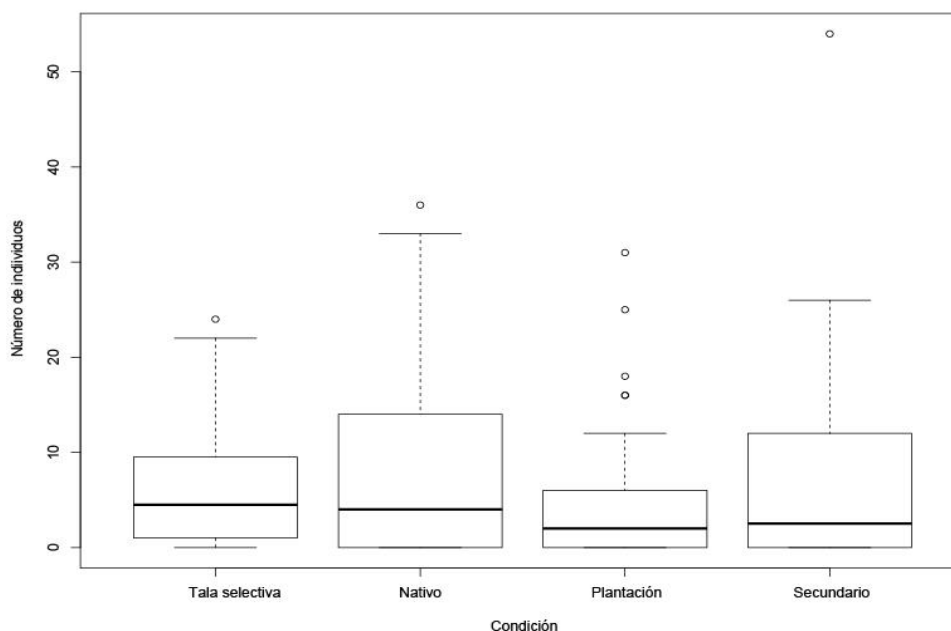


Figura 4. Diagrama de cajas del número de individuos de *D. gliroides* según condición. Donde los valores representan el número de individuos por cámara. La longitud vertical de las cajas

representa el rango intercuartil, es decir, donde se encuentra el 50% de los datos, la línea horizontal ennegrecida dentro de cada caja indica la mediana y la extensión de las líneas punteadas representan los valores máximos y mínimos del número de individuos en cada condición. Los círculos indican los valores atípicos.

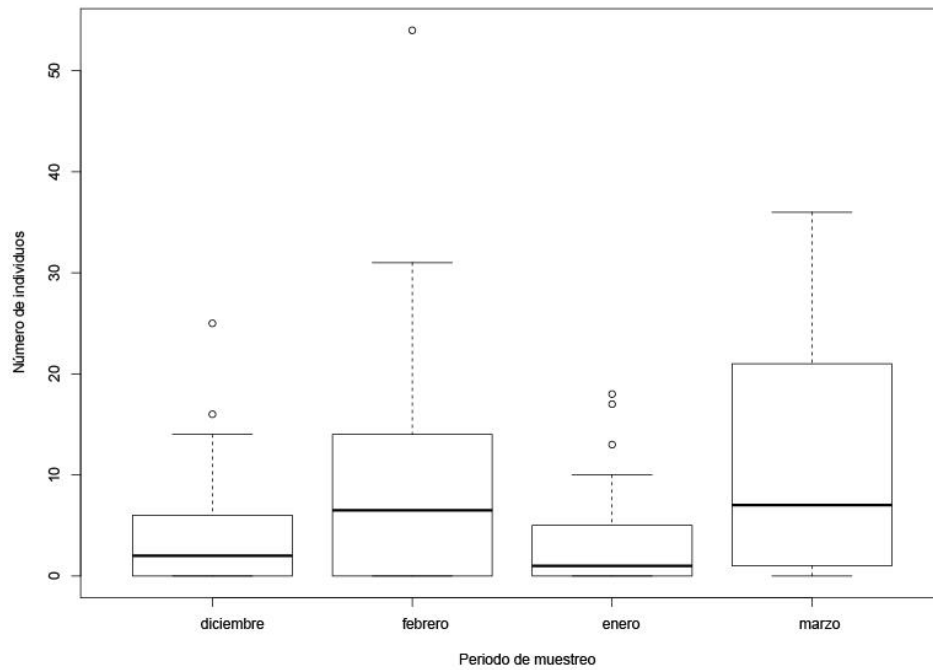


Figura 5. Diagrama de cajas de número de individuos de *D. gliroides* según periodo de muestreo (mes). Donde los valores representan el número de individuos por cámara. La longitud vertical de las cajas representa el rango intercuartil, es decir, donde se encuentra el 50% de los datos, la línea horizontal ennegrecida dentro de cada caja indica la mediana y la extensión de las líneas punteadas representan los valores máximos y mínimos del número de individuos en cada condición. Los círculos indican los valores atípicos.

Las variables de vegetación que mostraron gráficamente un aumento con la ocurrencia fueron: troncos caídos, cobertura arbórea y cobertura arbustiva (Figura A1, Anexo 1). Esta exploración gráfica se complementó con los resultados del *dredging*, en el cual la cobertura arbustiva, la cantidad de musgo y la cobertura arbórea resultaron significativas en el modelo. Por lo tanto, de acuerdo a la

significancia de las variables en este último análisis, se escogieron tres variables de vegetación: cobertura arbórea, cobertura arbustiva y cantidad de musgo (briófitas), para probar su efecto en la ocurrencia de *D. gliroides*. Para ello, estos factores de vegetación fueron analizados en dos modelos GAMM simplificados, de los cuales se seleccionó un solo modelo (Tabla 6) utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC), escogiendo el modelo con mejor ajuste (AIC= 497.7).

Al analizar en el GAMM la respuesta de ocurrencia utilizando la condición de perturbación como variable independiente, no se detectaron diferencias significativas para ninguna de las condiciones (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados GAMM de ocurrencia según condición.

Coefficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Tala selectiva - Plantación	-0.387	0.440	-0.879	0.381
Tala selectiva-Nativo	0.264	0.433	0.608	0.544
Tala selectiva-Secundario	0.087	0.435	0.201	0.841
Plantación-Nativo	0.650	0.438	1.483	0.140
Plantación-Secundario	0.474	0.440	1.078	0.283
Secundario-Nativo	0.176	0.434	0.406	0.685

*Diferencias significativas a $p < 0,05$. En los coeficientes paramétricos se muestran las comparaciones entre condiciones que realiza el GAMM.

Por otro lado, la respuesta de ocurrencia a los efectos individuales de las variables de vegetación en todas las condiciones a la vez, arrojaron diferencias significativas sólo en la cobertura arbustiva (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados GAMM de ocurrencia en todas las condiciones, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.

Coefficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Intercepto	1.010	0.580	1.740	0.084
Cobertura arbórea	0.983	0.609	1.615	0.108
Cobertura arbustiva	0.773	0.388	1.989	0.048*
Musgo abundante	-0.184	0.414	-0.445	0.657
Musgo escaso	-0.727	0.398	-1.826	0.070

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

Al analizar la ocurrencia en cada condición por separado, es decir, utilizando la condición como conjunto de datos independientes entre sí, se obtuvieron diferencias significativas sólo para el factor cobertura arbustiva en bosque nativo (Tabla 7). Es decir, la cobertura arbustiva afecta positiva y significativamente la ocurrencia de *D. gliroides*.

Tabla 7. Resultados GAMM de ocurrencia en cada condición por separado. Donde cada cifra representa el valor de p resultante del GAMM para cada variable.

Variable	Nativo	Secundario	Tala selectiva	Plantación
Cobertura arbórea	0.248	0.312	0.770	0.068
Cobertura arbustiva	0.024*	0.305	0.102	0.899
Musgo abundante	0.709	0.545	0.985	1.000
Musgo escaso	0.253	0.662	0.503	0.100

*Diferencias significativas a $p < 0,05$. El estimate en cobertura arbustiva fue 1.71, se puede encontrar un resumen de este análisis en detalle en las tablas A1, A2, A3 y A4 en Anexo 1.

Actividad

En relación al patrón de actividad, se encontró que la actividad de *D. gliroides* se concentra entre las 20:00 y las 06:00 h siendo muy variable según la condición. Sin embargo, es posible observar que en sitios de plantación el rango de tiempo de actividad es menor que en tala selectiva, *D. gliroides* comienza su actividad aproximadamente 30 minutos más tarde en plantaciones, y a la vez en tala selectiva comienza su actividad 30 minutos más tarde que en sitios secundarios y nativos. Con respecto a la hora de término de actividad, es posible distinguir un desajuste temporal de aproximadamente 55 minutos entre plantación y todas las otras condiciones (tala

selectiva, secundario y nativo). Es decir, *D. gliroides* comienza su actividad 55 minutos después en plantaciones (Figura 6).

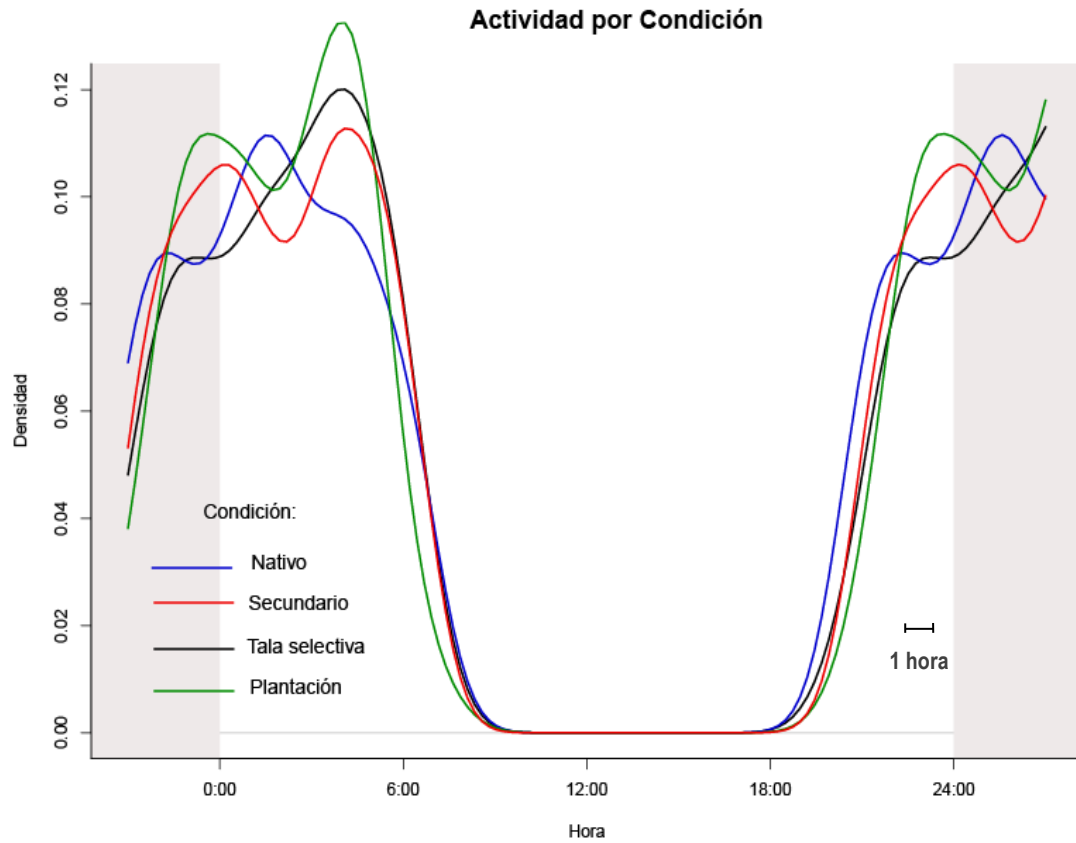


Figura 6. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de *D. gliroides* en todas las condiciones, donde una mayor densidad representa mayor actividad.

Al comparar el patrón de actividad según la ubicación de los sitios de Cordillera de Los Andes y Costa, se obtuvo la siguiente relación:

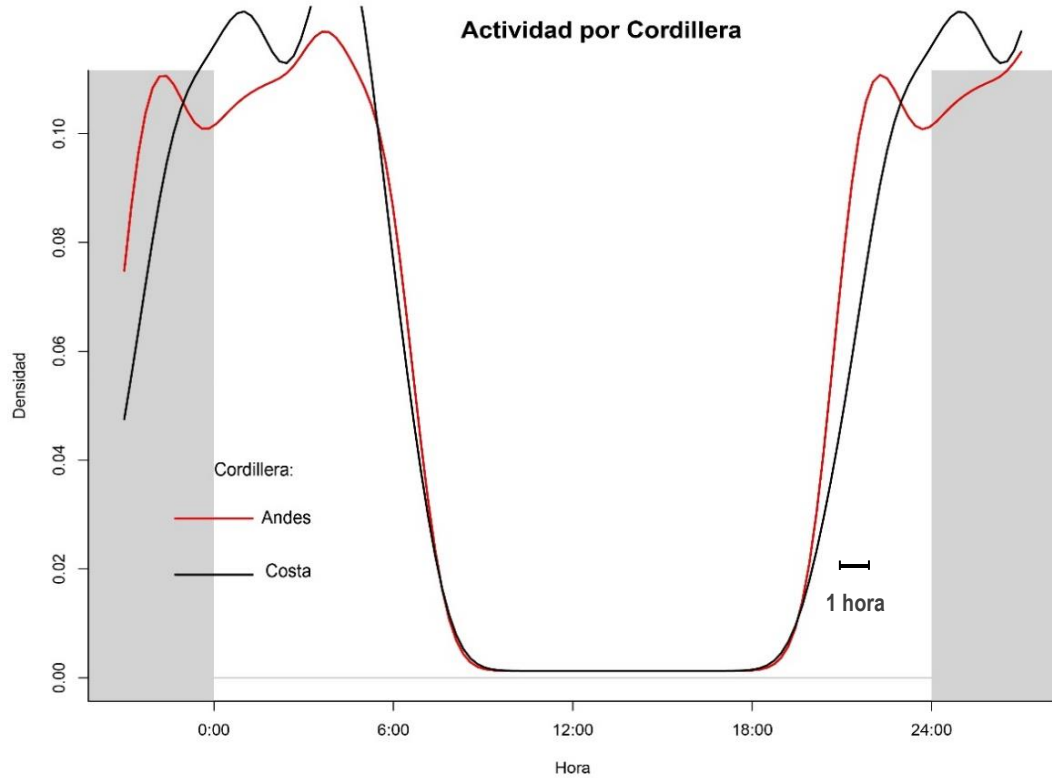


Figura 7. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de *D. gliroides* en Cordillera de Los Andes y Cordillera de La Costa, donde una mayor densidad representa mayor actividad. Sitios considerados de Cordillera de Los Andes: Reserva Huilo Huilo, Parque Peumayén, Parque Nacional Puyehue, Cascadas, Moncopulli y Parque Katalapi. Sitios de Cordillera de La Costa: Parque Nacional Nahuelbuta, Reserva Costera Valdiviana, Parque Oncol, Pucatrihue y Predio Mininco.

Como se puede observar en la Figura 7, en los sitios correspondientes a Cordillera de Los Andes el rango de inactividad es menor que en la costa, y la actividad comienza aproximadamente 36 minutos más temprano. Mientras que la hora de término de actividad presenta alto solapamiento entre cordilleras. Por otro lado, al comparar la actividad entre cada mes de muestreo se observa que el mes con un

horario de actividad más amplio es marzo, seguido de febrero, enero y finalmente diciembre (Figura 8). *Dromiciops gliroides* comienza su actividad 45 minutos antes al comparar marzo con febrero, y en este último 30 minutos antes comparado con diciembre y enero a la vez. Se destaca una mayor diferencia entre marzo y diciembre, donde *D. gliroides* comienza su actividad 90 minutos antes durante el mes de marzo. El término de actividad sigue el mismo patrón, pero con diferencias menores entre meses, se destaca un desajuste temporal de 75 minutos entre diciembre marzo, es decir, *D. gliroides* finaliza su actividad 75 min. antes durante diciembre.

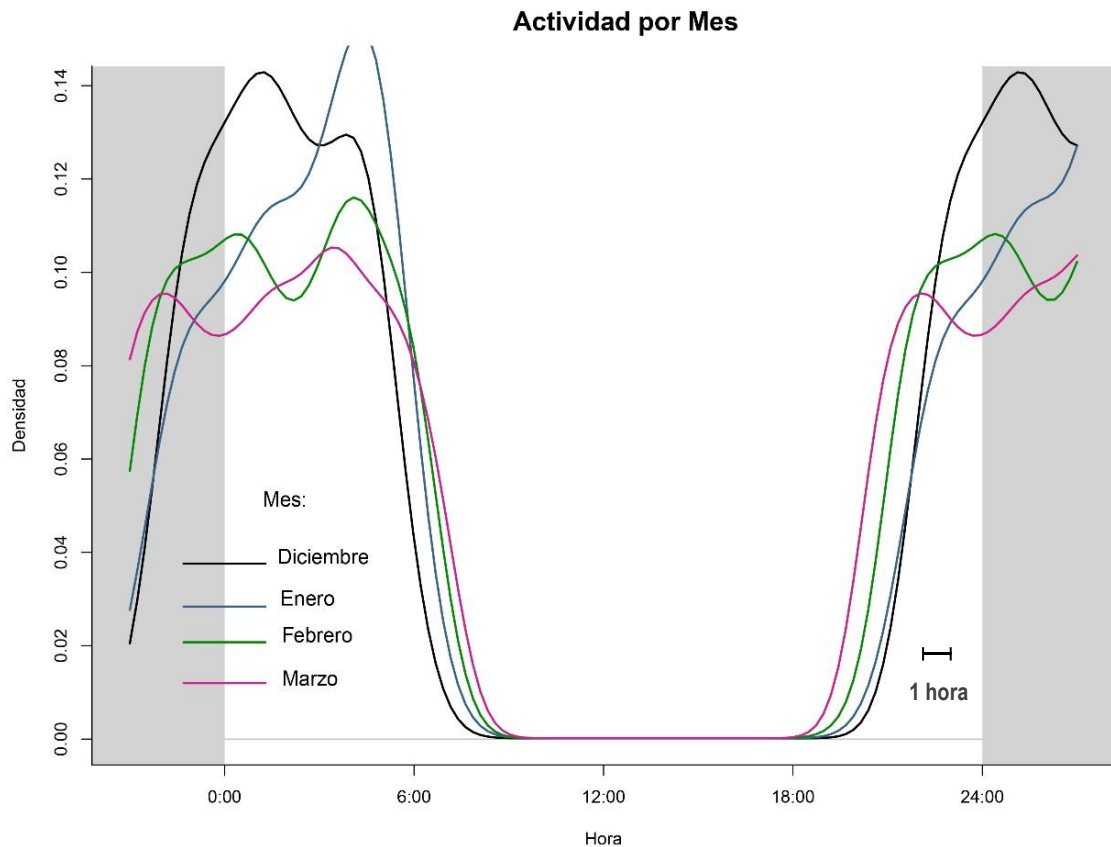


Figura 8. Gráfica de función de densidad del Kernel para patrones de actividad de *D. gliroides* por mes de muestreo en todos los sitios, donde una mayor densidad representa mayor actividad.

El coeficiente de superposición (D_{nat}), el cual compara el grado de superposición en el patrón de actividad para cada par de comparaciones entre condiciones de hábitat, resultó ser menor en la comparación de plantación-nativo, y mayor en tala selectiva-bosque secundario (Tabla 8).

Tabla 8. Resumen de Coeficientes de superposición (D_{nat}) y remuestreo.

Comparación	Coeficiente de superposición* (D_{nat})	Promedio remuestreo (1000 veces)
Tala selectiva - Plantación	92,9 %	91,0
Tala selectiva-Nativo	92,6 %	91,0
Tala selectiva-Secundario	95,0%	92,9
Plantación-Nativo	88,5%	90,0
Plantación-Secundario	93,0%	92,0
Secundario-Nativo	93,0%	92,5

* Los valores de D_{nat} varían entre 0 y 1, donde 1 es actividad igual, y 0 es actividad diferente, en la tabla de expresan en porcentaje.

En el análisis de diferencia en nivel de actividad (Tabla 9) a través de la prueba *compareAct* se encontraron diferencias significativas entre la condición nativa y plantación ($p = 0.03$) y entre plantación y secundario ($p = 0.045$).

Tabla 9. Resultado de la prueba *compareAct* entre condiciones.

Comparación	Diferencia	Desviación Estándar	Estadísticas de Wald	P valor
Tala selectiva-Plantación	0.033	0.033	0.100	0.318
Tala selectiva-Nativo	-0.027	0.032	0.659	0.417
Tala selectiva-Secundario	-0.023	0.033	0.464	0.496
Plantación-Nativo	-0.060	0.027	4.703	0.030*
Plantación-Secundario	-0.055	0.028	4.016	0.045*
Secundario-Nativo	0.004	0.028	0.023	0.879

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

Por otro lado, en la prueba de aleatorización *compareCkern* el índice de superposición observado (Overlap, Tabla 10) es sobre 90 en la mayoría de las comparaciones, excepto en la comparación Plantación-Nativo, la que es la única con un p valor significativo ($p = 0.026$), es decir, los patrones de actividad en sitios de plantación son significativamente diferentes de sitios nativos.

Tabla 10. Resultados de Prueba *CompareCkern*

Comparación	Overlap	P valor
Tala selectiva-Plantación	92.97%	0.383
Tala selectiva-Nativo	92.65%	0.231
Tala selectiva-Secundario	95.49%	0.759
Plantación-Nativo	88.57%	0.026*
Plantación-Secundario	93.07%	0.356
Secundario-Nativo	93.2%	0.257

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

DISCUSIÓN

Planteamientos generales

Dromiciops gliroides estuvo presente en todos los sitios, sin embargo, la ocurrencia disminuyó al aumentar el grado de perturbación, siendo el porcentaje de arbustos la variable que explicó este resultado, tanto a escala regional como en la condición de bosque nativo (cf. Tablas 6 y 7). La ocurrencia fue mayor al inicio del verano en los sitios más perturbados y al final del verano en los sitios más conservados, probablemente debido a la abundancia de frutos maduros. Por otro lado, el nivel y el patrón de actividad también disminuyeron al aumentar la perturbación, siendo significativamente diferente al comparar la condición de plantación con nativo o secundario. Esta respuesta de *D. gliroides* podría deberse a una selección de sectores del hábitat con una estructura vegetal más compleja y densa presente en condiciones de menor grado de perturbación. Al seleccionar sitios con alta cobertura vegetal se minimiza el riesgo de depredación (Howe, 1979; Caccia et al., 2006; Muñoz y Murúa, 1989) y se accede a una mayor disponibilidad de alimentos, vías de dispersión y zonas de reproducción (Fontúrbel et al., 2017), lo cual es congruente con la hipótesis planteada. Por lo tanto, la cobertura arbustiva resultó ser el único factor determinante del aumento de ocurrencia en este estudio, confirmando la importancia ecológica del sotobosque como un componente relevante del hábitat para pequeños mamíferos (Stallings, 1990; Carey y Johnson, 1995; Kelt, 2000; Bellows et al., 2001; Lindenmayer y Franklin, 2002; Amacher et al., 2008).

Este es el primer estudio que evalúa el efecto de la degradación del bosque en *D. gliroides* a escala regional y constituye una valiosa información para implementar estrategias de manejo en la vegetación, ya que ésta influye directamente en la diversidad de plantas, afectando en gran medida la disponibilidad de alimentos para

animales, y la conservación de la vida silvestre (Carnus et al., 2006; Brockerhoff et al., 2008; Demarais et al., 2017).

Ocurrencia

La cobertura arbustiva como factor determinante de un aumento de ocurrencia de *D. gliroides* a lo largo de todo el gradiente de perturbación (Tabla 6) se puede explicar, en primer lugar, por ser el factor más común a escala de paisaje entre todas las condiciones, considerando que las plantaciones actualmente se encuentran abandonadas y los sitios secundarios se encuentran con regeneración de al menos 20 años de antigüedad, lo cual ha permitido el desarrollo de sotobosque. En segundo lugar, por la disponibilidad de alimento y follaje que ofrece la vegetación arbustiva. En todos los sitios se encontraron especies con frutos carnosos como *Aristotelia chilensis*, *Berberis* sp., *Rhaphithamnus spinosus*, *Amomyrtus* sp., que se encuentran en fructificación durante el verano austral, y especies de follaje denso como *Chusquea* spp., *Lomatia hirsuta* y *Gevuina avellana*, las cuales pueden proporcionar alimento, vías de movimiento y heterogeneidad estructural a *D. gliroides* (Sullivan y Sullivan, 2001). Especialmente en aquellos sitios más perturbados, como plantaciones forestales en los cuales la abundancia y diversidad de vegetación arbustiva es baja (Heinrichs et al., 2018), pero se genera un subconjunto anidado de especies generalistas del hábitat nativo (Barlow et al., 2007). Esto último sugiere que *D. gliroides* podría utilizar estos parches de vegetación arbustiva como alternativas de forrajeo en zonas de mayor perturbación y al bosque nativo como recurso prioritario y de anidamiento (Salazar y Fontúrbel, 2016).

La presencia de vegetación arbustiva a lo largo de todo el gradiente de perturbación, es esperable para condiciones de bosque nativo o secundario, pero en plantaciones o sitios de tala de bosque, probablemente se debe a que las especies que componen esta vegetación presentan una mayor capacidad de colonizar sitios a lo largo del

borde del bosque (Armesto et al., 2001). También muchas de ellas son intolerantes a la sombra, por consiguiente, se favorecería su presencia en hábitats más perturbados en los que hay menor cobertura de dosel y con ello una mayor exposición solar (Romero et al., 1987; Donoso et al., 1999; Lusk, 2002; Dalling y Hubbell, 2002). Además, estas especies concentran sus periodos de fructificación simultáneamente durante la temporada de mayor actividad frugívora (Thompson y Willson, 1979), es decir, durante el verano austral, y los frutos de estas especies en sitios más perturbados maduran antes que en los sitios más conservados (Dalling y Hubbell, 2002). Lo que se condice con los resultados de este estudio en donde la ocurrencia de *D. gliroides* fue mayor en plantaciones al inicio del verano y en sitios más conservados, como el bosque nativo, fue mayor hacia el final (Figura A2, Anexo 1). También es consistente con lo observado en los patrones de actividad (Figura 8) y con lo observado por Salazar y Fontúrbel (2016). En síntesis, esto sugiere que la ocurrencia de *D. gliroides* varió en función de la disponibilidad de alimento, de lo cual se puede deducir que utilizaría sitios con mayor perturbación como alternativas temporales de forrajeo, lo cual compensaría, en parte, el déficit estructural de estos sitios.

En tercer lugar, la cobertura arbustiva se asocia a comunidades de artrópodos que podrían complementar la dieta omnívora que requiere *D. gliroides* para mantener su masa corporal y balance energético (Cortés et al., 2011). Se ha observado que las abundancias y riquezas de comunidades de artrópodos no presentan diferencias significativas entre el bosque nativo y plantaciones de pino con sotobosque nativo (Moreno, 2001; Grez et al., 2003), por lo tanto, serían un recurso común a lo largo del gradiente de perturbación por el cual *D. gliroides* sería atraído a forrajear en parches de vegetación composicional y estructuralmente distintos. Aún cuando incrementa la dieta frugívora durante verano y otoño, cuando hay una mayor disponibilidad de frutos

y disminuye la abundancia de insectos (Marshall, 1978; Quijano, 2008; Cortés et al., 2011; Mora y Soto-Gamboa, 2011).

Finalmente, el factor cobertura arbustiva como determinante de la ocurrencia es coherente con estudios similares en el bosque templado de Chile. A nivel de gremio, por ejemplo, se ha observado que una mayor cobertura arbustiva aumenta la abundancia de pequeños mamíferos generalistas (Saavedra y Simonetti, 2005; García et al., 2011; McFadden y Dirzo, 2018).

Ocurrencia por condición

La cobertura arbustiva fue el único factor significativo al evaluar la ocurrencia en cada condición por separado, siendo determinante sólo en el bosque nativo (Tabla 7). Esto puede deberse a la alta diversidad de cobertura arbórea y a la complejidad estructural presente en la vegetación de los bosques nativos, lo que favorece la presencia de pequeños mamíferos (Lambert et al., 2005) y particularmente de *D. gliroides*, que es una especie endémica de bosques de *Nothofagus* sp. (Hershkovitz, 1999; Fontúrbel y Jiménez, 2011). En estos bosques la composición particular de las especies podría explicar mejor la respuesta de *D. gliroides* bajo esta condición, como se ha descrito en aves del sotobosque (Estades, 1997; Diaz et al., 2005). Análogamente, en marsupiales arbóreos australianos se ha observado que sitios con árboles de mayor diámetro, en este caso especies como *Nothofagus* spp., proporcionarían un hábitat preferido debido a un área de forrajeo creciente (Recher et al., 1996; Van der Ree et al., 2001). De manera similar, varios estudios han mostrado evidencia que el número de cavidades para anidación aumentan con la edad y el diámetro del árbol (Mackowski, 1984; Lindenmayer et al., 1993; Mansfield et al., 2017), lo que reafirma la idea de que los bosques de edad madura son un importante tipo de hábitat para esta especie, y demuestra la importancia de la calidad del recurso (Lindenmayer et al., 1991).

En bosques secundarios, en cambio, la composición de la vegetación es diferente, los árboles maduros y grandes están ausentes o son escasos (Clark, 1996), lo que podría redundar en menores ocurrencias de *D. gliroides*. Por otro lado, en plantaciones forestales que han sustituido a bosques nativos puede cambiar la composición y abundancia original de pequeños mamíferos, con lo cual cambian las dinámicas tróficas. En plantaciones con vegetación arbustiva poco desarrollada, la capacidad de mesocarnívoros para encontrar presas podría aumentar (Mills et al., 2004; Gorini et al., 2012), con ello pequeños mamíferos como *D. gliroides* se convierten en presas alternativas importantes (Moreira-Arce et al., 2015). De esta manera, los remanentes de bosque nativo son hábitats fundamentales que mantienen las dinámicas tróficas de mamíferos, por lo tanto, las plantaciones forestales no pueden reemplazarlos (Heinrichs, et al., 2018). Sin embargo, a raíz de estos resultados se consideran como un hábitat potencial, aunque de menor complejidad, pero que puede mejorar a través de una gestión informada (McFadden y Dirzo, 2018).

Las otras variables de vegetación medidas no mostraron resultados significativos (Tabla 7). Este resultado puede estar influenciado por la escala espacial a la cual se analizaron las variables, pues es probable que a escala regional la heterogeneidad de hábitat oculte un aspecto estructural que se produce a una escala más local (Turner et al., 2001; Maestre et al., 2008). A escala regional, la heterogeneidad entre los sitios muestreados podría dificultar la convergencia de factores estructurales de vegetación comunes entre condiciones, y a su vez esta misma heterogeneidad pudo haberse replicado a escalas menores, como entre puntos de muestreo dentro de una misma condición. Por ejemplo, en plantaciones forestales la distribución de sotobosque en los rodales es altamente heterogénea, existen áreas de sotobosque con diferente grado de desarrollo y otras sin sotobosque (García et al., 2016), de manera similar, los bosques secundarios presentan una alta heterogeneidad en su

composición y estructura (Godoy, 2013). A una escala menor (e.g., escala de parche) la presencia de plantas con frutos y las características de hábitat que las rodean, como una mayor presencia de plantas intolerantes a la sombra, diversidad de recursos alimenticios, entre otros, pueden ser importantes para animales frugívoros que seleccionan parches (Wiens, 1989; Fedriani, 2005). Por ende, más allá de la escala espacial, el conjunto de recursos estructurales y de alimentación están condicionados bajo un contexto de heterogeneidad de hábitat a múltiple escala. El cual puede restringir el acceso de *D. gliroides* a los recursos, por las limitaciones de movimiento en zonas con baja complejidad estructural, como también puede compensar el déficit estructural a través de la abundancia y diversidad de alimento, por lo tanto, la capacidad de este mosaico para apoyar la biodiversidad depende en gran parte de la conectividad entre parches de hábitat (Acuña y Estades, 2011; Wimberly, 2006) y la vegetación arbustiva puede ser un medio de conexión.

Finalmente, las variables que fueron excluidas del modelo, como los troncos caídos y cavidades, resultaron ser escasas y no aumentaron la varianza explicada en más de 1%, por consiguiente, no se consideraron variables predictoras de la ocurrencia en el modelo final (Maestre et al., 2008). Sin embargo, cabe señalar que el número de cavidades pudo subestimarse en bosques nativos y de tala selectiva, debido a que la cubierta epífita suele ser abundante en los troncos de estos bosques (Díaz et al., 2010) y podría obstaculizar la detección de cavidades, especialmente las de menor diámetro que son preferidas por marsupiales arbóreos (Gibbons et al., 2002).

Actividad

Con respecto a la amplitud del horario de actividad, entre las 20:00 y 06:00 h (Figura 6), es relativamente más bajo que lo observado en estudios similares a una escala menor, en los que el periodo de actividad se extiende entre las 19:00 y 07:00 h (Fontúrbel et al., 2014). *Dromiciops gliroides* comienza su actividad más temprano en sitios nativos, seguidos de secundario, tala selectiva y plantación, es decir, la amplitud del horario de actividad disminuye acorde aumenta el grado de perturbación, al igual que la cantidad de registros en las cámaras trampa. La mayor amplitud del horario en sitios con menores grados de perturbación (nativo y secundario) podría ser explicada por una mayor complejidad estructural de la vegetación en comparación a los sitios más perturbados (tala selectiva y plantación), por ende, mayor protección frente a depredadores nocturnos como zorros, búhos, gatos salvajes e incluso perros (Martínez y Jaksic, 1996; Fontúrbel et al., 2014; Moreira-Arce et al., 2015). De esta manera *D. gliroides* evitaría exponerse más tiempo en sitios perturbados, además, podría responder a las mismas variables mencionadas anteriormente, tales como una mayor disponibilidad de alimento, vías de dispersión, composición de especies, entre otras (Halle, 2000), presente en sitios con mayor complejidad estructural, como los sitios de bosque nativo.

Por otro lado, la mayor amplitud horaria en la Cordillera de Los Andes (Figura 7), podría estar relacionada con la disponibilidad de luz solar. En la Cordillera de Los Andes se oscurece más temprano que en la costa, y *D. gliroides* puede comenzar su actividad más temprano. No obstante, hay un sesgo con los sitios de costa, pues todos los sitios de plantación están dentro de ese grupo, lo cual podría influir en los resultados hacia un horario de actividad de menor amplitud dado por la condición, siendo consistente con lo observado en los patrones de actividad circadiana (Figura A2, Anexo 1), donde el horario de actividad es más reducido en plantaciones

comparado con todas las otras condiciones. Aunque en ambas cordilleras (Costa y Cordillera) el pico de actividad es aproximadamente a las 02:00 h (Figura A3, Anexo 1), lo que coincide con el pico de actividad descrito en Fontúrbel et al. (2014).

La actividad de cada mes de muestreo, considerando el conjunto de condiciones (Figura 8), fue mayor hacia fines del verano austral y fue aumentando correlacionadamente con los meses desde diciembre a marzo, probablemente debido a la abundancia de frutos maduros, principalmente de los arbustos que exhiben periodos de maduración más cortos, concentrados en verano (Smith-Ramirez, 1994). Como se mencionó anteriormente, en primavera o principios del verano los frutos de algunas especies del sotobosque en plantaciones maduran anticipadamente dada la mayor exposición a la luz solar, generada por el escaso dosel (Romero et al., 1987; Donoso et al., 1999; Lusk, 2002; Dalling y Hubbell 2002; Fontúrbel et al., 2017) y presentan muchos arbustos intolerantes a la sombra (e.g., *Aristotelia chilensis*, *Rhaphithamnus spinosus*) atrayentes para *D. gliroides*, que tienen grandes despliegues de flores y frutos (Fontúrbel et al., 2017). Por otro lado, en bosques nativos o secundarios la mayor cobertura arbórea disminuye la exposición a la luz solar y los frutos de las especies del sotobosque tienden a madurar más tardíamente que en plantaciones y los despliegues son menores. Paralelamente, durante noviembre y diciembre, los individuos juveniles están completando el desarrollo intra y extramarsupial, entre enero y marzo los juveniles se independizan y participan en excursiones familiares y solitarias (Muñoz-Pedreros et al., 2005). En conjunto, esto explica una mayor actividad en febrero y marzo, dada principalmente por una mayor cantidad de registros en sitios nativos hacia fines del verano (Figura A2, Anexo 1). Sin embargo, los patrones de actividad mostraron una alta superposición entre condiciones (Tabla 8) y sólo se encontraron diferencias significativas entre plantación y bosque nativo (Tabla 10), de la misma manera, el nivel de actividad, es decir la

proporción de horas del día en que *D. gliroides* se encuentra activo, fue significativamente diferente entre plantación y bosque nativo-secundario (Tabla 9). Estos valores son coherentes con lo esperado, pues representan condiciones muy distintas y, por lo tanto, al comparar la actividad en el extremo del gradiente menos perturbado (bosque nativo) con el extremo más perturbado (plantación) es esperable que la actividad sea diferente. Sobre todo, considerando que la perturbación de hábitat es un factor importante en la actividad de mamíferos (Kitchen et al., 2000; Martin y Reále, 2008; Norris et al., 2010). Además, en pequeños o medianos mamíferos se ha observado que en áreas de simpatria con zorros (*Lycalopex spp.*) pueden segregar sus patrones de actividad para evitar encuentros (Vieira y Port, 2007; Bitetti et al., 2009; Leuchtenberger et al., 2018), este comportamiento podría extenderse frente a otros depredadores comunes de *D. gliroides* y contribuye a convalidar la importancia de la estructura vegetal, como medio para ocultarse de depredadores.

Por último, es necesario mencionar que si bien *D. gliroides* estuvo presente en todos los sitios, en sitios de plantaciones forestales este resultado debe tomarse con cautela, pues son plantaciones abandonadas, que, como tal, han permitido el desarrollo de cobertura arbustiva. Por lo tanto, estos resultados no son extrapolables a plantaciones forestales activas.

Otros factores

Se deben considerar otras perturbaciones asociadas a los sitios muestreados (Anexo 2). Al menos seis de los sitios se encuentran en parques abiertos al turismo, lo que puede haber influido en la ocurrencia y actividad de *D. gliroides*. Coincidentemente la tasa de ocupación de visitantes aumenta hacia fines del verano (SERNATUR, 2016, 2017) cuando *D. gliroides* es más activo. Se ha observado que la actividad turística puede generar impactos negativos indirectos sobre la vegetación y fauna

nativa, como se ha demostrado en algunas áreas protegidas del país (Ferrer, 2003). Los animales expuestos a actividades humanas pueden alterar su comportamiento, dieta y la competencia por los recursos (Semeniuk y Rothley, 2008; Price y Lill, 2011), y pueden ser más susceptibles a la lesión directa por contacto humano (Green y Giese, 2004). Pese a esto, los sitios más conservados, que son los de mayor actividad turística, presentaron mayor ocurrencia y actividad de *D. gliroides*, lo que reafirma la relevancia de la condición de hábitat y de la estructura vegetal encontrada en esta investigación.

Sumado a estos factores, algunos sitios muestreados, como Fundo Moncopulli, son utilizados para pastoreo de ganado, lo que puede degradar el suelo y la vegetación asociada (Lunt et al., 2007; Cingolani et al., 2008). Las zonas de pastoreo también propician la actividad de ratas (Trujano-Álvarez et al., 2008), que fueron abundantes en los registros fotográficos del fundo, y éstas pueden excluir competitivamente a *D. gliroides*, pues son agresivas y territoriales (Ringler et al., 2015). Además, la presencia de animales exóticos como perros y gatos domésticos, podría tener un impacto negativo sobre *D. gliroides*, a través de la depredación, la transmisión de enfermedades y la alteración de la vida silvestre (Yamaguchi et al., 2004; Van Heezik et al., 2010; Fredebaugh et al., 2011; Hughes y Macdonald, 2013). Sin embargo, no fueron factores medidos en este estudio, lo que deja la pregunta abierta para nuevas investigaciones que incluyan estos factores en la evaluación de la ocurrencia y actividad de esta especie.

Recapitulando, los aspectos que trascienden en los resultados observados podrían dividirse en dos grandes conjuntos de causas que podrían afectar la ocurrencia y actividad de *D. gliroides*. Por un lado, las relacionadas a los recursos por los cuales ocurre en un lugar versus otro; disponibilidad de alimento, refugio, vías de movimiento, y aquellas relacionadas a las condiciones; bosque nativo, bosque secundario, bosque talado y plantación. Estas condiciones configuran una estructura

vegetal, la cobertura arbustiva, que determina una respuesta positiva de *D. gliroides*. Por lo tanto, se requiere de un manejo adecuado de la vegetación arbustiva, para minimizar los impactos de la degradación del bosque templado sobre esta especie y la biodiversidad asociada. Además, muchos de estos impactos como la restricción horaria y una menor ocurrencia en áreas perturbadas podrían tener consecuencias negativas en el desempeño de esta especie y a nivel poblacional, como a nivel fisiológico y/o genético, que son impactos menos evidentes y muchas veces con desajuste temporal entre causa y efecto (Lande, 1988; Tilman et al., 1994).

CONCLUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos y su posterior análisis, es posible emitir las siguientes conclusiones:

1. Los resultados evidencian una disminución de la ocurrencia y la actividad a mayor perturbación, con diferencias significativas al comparar los extremos del gradiente, lo que es congruente con la hipótesis planteada.
2. La cobertura arbustiva es el factor más importante, por lo tanto, la mantención de arbustos y sotobosque en áreas perturbadas podrían actuar como corredores y zonas de forrajeo, de esta manera *D. gliroides* no quedaría aislado en remanentes de bosque nativo. pero no es suficiente a escala de paisaje, el bosque nativo posee características únicas para la conservación de esta especie, por lo tanto, es irremplazable por plantaciones.
3. Al conservar esta especie se protege la persistencia del bosque templado y su biodiversidad, por su rol dispersador de semillas y las interacciones ecológicas de las que forma parte. Además, se conserva toda la historia evolutiva del único representante de un orden extinto y con más de 65 millones de años.
4. El conocimiento de la ecología temporal y espacial a escala regional de *D. gliroides* constituye un paso importante para la implementación de políticas de conservación y manejo acorde a los requisitos del Convenio sobre Diversidad Biológica que Chile debe implementar al año 2020. Especialmente en zonas altamente perturbadas como plantaciones o sitios de tala de bosque, en los cuales se aconseja mantener una cobertura arbustiva bien desarrollada para contribuir a sostener poblaciones de *D. gliroides*, beneficiando indirectamente a muchas otras especies dependientes del bosque.

REFERENCIAS

- Acuña, M.P., Estades, C.F. 2011. Plantation clearcut size and the persistence of early successional wildlife populations. *Biological Conservation* 144: 1577–1584.
- Aizen, M.A., Vázquez, D.P., Smith-Ramírez, C. 2002. Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 79–97.
- Aizen, M.A. 2003. Influences of animal pollination and seed dispersal on winter flowering in a temperate mistletoe. *Ecology* 84: 2613–2627.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6): 716–723.
- Albrecht, J., Neuschulz E.L., Farwig N., 2012. Impact of habitat structure and fruit abundance on avian seed dispersal and fruit predation. *Basic and Applied Ecology* 13: 347–54.
- Alves, L.C., Andriolo, A. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve. *Revista Brasileira de Zootecnia* 2: 231–246.
- Amacher, A.J., Barrett, R.H., Moghaddas, J.J., Stephens, S.L., 2008. Preliminary effects of fire and mechanical fuel treatments on the abundance of small mammals in the mixed-conifer forest of the Sierra Nevada. *Forest Ecology and Management* 255: 3193–3202.
- Amico, G.C., Rodríguez-Cabal, M.A., Aizen, M.A. 2009. The potential key seed-dispersing role of the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides*. *Acta Oecologica* 35: 8–13.
- Amico, G.C., Rodríguez-Cabal, M.A., Aizen, M.A. 2011. Geographic variation in fruit colour is associated with contrasting seed disperser assemblages in a south-Andean mistletoe. *Ecography* 34: 318–326.
- Armesto J., León, P., Kalin, M. 1997. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. En Armesto JJ, C Villagrán, M Arroyo eds. *Ecología de los bosques nativos de Chile*, Santiago de Chile. Editorial Universitaria. p. 23-28.
- Armesto, J., Díaz, I., Papic, C., Willson, M. 2001. Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in the temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Austral Ecology* 26: 311–320.
- Barlow, J., Mestre, L., Gardner, T., Peres, C. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136: 212-231.
- Bitetti, M.S., Blanco, Y., Pereira, J., Paviolo, A., Pírez, I. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90:479-490.
- Bozinovic, F., Ruiz, G., Rosenmann, M. 2004. Energetics and torpor of a South American “living fossil”, the microbiotheriid *Dromiciops gliroides*. *Journal of Comparative Physiology B* 174: 293–297.
- Bro-Jørgensen, J. 2008. Dense habitats selecting for small body size: A comparative study on bovinds. *Oikos* 117: 729–737.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925–951.

Caccia, F.D., Chaneton, E.J., Kitzberger, T. 2006. Trophic and non-trophic pathways mediate apparent competition through post-dispersal seed predation in a Patagonian mixed forest. *Oikos* 113:469–480.

Carey, A.B., Johnson, M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.

Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D.O'Hara, K., Walters, B. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*: 104: 65–77.

Castaño-Villa, G.J., Ramos-Valencia, S.A., Fontúrbel, F.E. 2014. Fine-scale habitat structure complexity determines insectivorous bird diversity in a tropical forest. *Acta Oecologica* 61: 19–23.

Celis-Diez, J., Hetz, J., Marín-Vial P.A., Fuster, G., Necochea, P., Vásquez, R.A., Jaksic, F.M., Armesto, J. 2012. Population abundance, natural history, and habitat use by the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides* in rural Chiloé Island, Chile. *Journal of Mammalogy* 93:134–148.

Centro de la Resiliencia y el Clima (CR)². 2018. Explorador climático. Visitado el 12 de junio del 2018. URL: <http://explorador.cr2.cl/>

Cingolani, A., Noy-Meir, I., Renison, D., Cabido, M. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18: 253–271.

Clark, D.B, Clark, D.A. 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees, in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 80: 235–244.

Cortés, P., Franco, M., Sabat, P., Quijano, S., Nespolo, R. 2011. Bioenergetics and intestinal phenotypic flexibility in the microbiotherid marsupial (*Dromiciops gliroides*) from the temperate forest in South America. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 160: 117–124.

Dalling, J. W., Hubbell, S. P. 2002. Blackwell Science, Ltd Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557–568.

Demarais, S., Verschuyf, J.P., Roloff, G.J., Miller, D.A., Wigley, T.B. 2017. Tamm review: terrestrial vertebrate biodiversity and intensive forest management in the U.S. *Forest Ecology and Management* 385: 308–330.

Díaz I, Armesto JJ, Reid S, Sieving KE, Willson MF. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation* 123:91–101.

Díaz, I., Sieving, K., Peña-Foxon, M., Larraín, J., Armesto, J. 2010. Epiphyte diversity and biomass loads of canopy emergent trees in Chilean temperate rain forests: A neglected functional component. *Forest Ecology and Management* 259: 1490–1501.

Donoso, C., Donoso, P., González, M., Sandoval, V. 1999. Los bosques siempreverdes. En Donoso C., Lara, A., ediciones. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria, 421.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forest. *Biological Conservation* 130: 481–94.

Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Benayas, J., Coomes, D. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426–439.

Estades, C.F. 1997. Bird–habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. *The Condor* 99: 719–727.

Fedriani, J.M. 2005. Do frugivorous mice choose where or what to feed on? *Journal of Mammalogy* 86: 576–586.

Ferrer, D. 2003. Conservación de la naturaleza y territorio en Chile. El Parque Nacional Torres del Paine y su área de influencia socioeconómica. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid. 670 pp.

Fontúrbel, F.E., Jiménez, J.E. 2009. Underestimation of abundances of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) due to a sampling artifact. *Journal of Mammalogy* 90:1357–1362.

Fontúrbel, F.E. 2010. A methodological approach to assess the small mammal community diversity in the temperate rainforest of Patagonia. *Mammalian Biology* 75: 294–301.

Fontúrbel, F.E., Silva-Rodríguez, E.A., Cardenas, N.H., Jiménez, J.E. 2010. Spatial ecology of monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in a fragmented land-scape of southern Chile. *Mammalian Biology* 75: 1–9.

Fontúrbel, F.E., Jiménez, J.E. 2011. Conectando la ecología de una especie con la conservación de ecosistemas: el caso del monito del monte (*Dromiciops gliroides*). *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 203–211.

Fontúrbel, F.E., Franco, M., Rodríguez-Cabal, M.A., Riva-rola, M.D., Amico, G.C. 2012. Ecological consistency across space: A synthesis of the ecological aspects of *Dromiciops gliroides* in Argentina and Chile. *Naturwissenschaften* 99: 873–81.

Fontúrbel, F.E., Jiménez, J.E. 2014. Does bird species diversity vary among forest types? A local-scale test in Southern Chile. *Naturwissenschaften* 101: 855–859.

Fontúrbel, F.E., Salazar, D., Medel, R. 2017. Increased resource availability prevents the disruption of key ecological interactions in disturbed habitats. *Ecosphere* 8: e01768.

Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollman, R., Torres, N., Jácomo, A. T.A , Negroes, N., Fonseca, C., Silveira, L. 2013. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica* 45: 373–379.

Fredebaugh, S.L., Mateus-Pinilla, N.E., McAllister, M., Warner, R.E., Weng, H.Y. 2011. Prevalence of antibody to *Toxoplasma gondii* in terrestrial wildlife in a natural area. *Journal of Wildlife Diseases* 47: 381–392.

García, D., Zamora, R., Amico, G.C. 2011. The spatial scale of plant-animal interactions: effects of resource availability and habitat structure. *Ecological Monographs* 81: 103–121.

García, V., Simonetti, J. Becerra, P. 2016. Lluvia de semillas, depredación de semillas y germinación de especies nativas en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile centro-sur: efecto de la distancia a bosque nativo y presencia de sotobosque. *Bosque* 37: 359–367.

Geffroy, B., Samia, D.S., Bessa, E., Blumstein, D.T. 2015. How nature-based tourism might increase prey vulnerability to predators. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 755.

- Gibbons, P., Lindenmayer, D., Barry, S.C., Tanton, M.T. 2002. Hollow selection by vertebrate fauna in forests of south-eastern Australia and implications for forest management. *Biological Conservation* 103: 1–12.
- Godoy, J. 2013. ¿Pueden los bosques secundarios conservar la biodiversidad de aves del sur de Chile? Tesis Ingeniería en conservación de recursos naturales, Universidad Austral de Chile.
- Gómez, H., Wallace, R. B., Ayala, G., Tejada, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 91–95.
- Gonzales, M., Donoso, C. 1999. Producción de semillas y hojarasca en *Chusquea quila* (Poaceae: Bambusoideae), posterior a su floración sincrónica en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 169–180.
- Gorini, L., Linnell, J.D., May, R., Panzacchi, M., Boitani, L., Odden, M., Nilsen, E. 2012. Habitat heterogeneity and mammalian predator–prey interactions. *Mammal Review* 42: 55–77.
- Green, R., Giese, M. 2004. Negative effects of wildlife tourism on wildlife. In K. Higginbottom (Ed.), *Wildlife Tourism: impacts, management and planning*. (pp. 81–97). Altona, Vic: Common Ground Publishing Pty Ltd.
- Greig-Smith, P. 1964. *Quantitative Plant Ecology*. 2a ed., Butterworths. 256 pp., London, UK.
- Grez, A., Moreno, P., Elgueta, M. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 9–18.
- Gu, W., Swihart, R. K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. *Biological Conservation* 116(2): 195–203.
- Guisan, A., Edwards, T., Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89–100.
- Gutzwiller, K.J., Barrow Jr., W.C. 2001. Bird–landscape relations in the Chihuahuan desert: coping with uncertainties about predictive models. *Ecological Applications* 11, 1517–1532.
- Halle S. 2000. Relevancia ecológica de los patrones de actividad diaria. Páginas.67-90 en *Patrones de actividad en pequeños mamíferos: un enfoque ecológico*. (Halle S. Stenseth Carolina Del Norte, eds.). Saltador, Berlín, Alemania.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J. 1990. *Generalized additive models*. Chapman and Hall, London.
- Heinrichs, S., Pauchard, A., Schall, P. 2018. Native plant diversity and composition across a *Pinus radiata* D. Don Plantation Landscape in South-Central Chile—The Impact of Plantation Age, Logging Roads and Alien Species. *Forests* 9: 567.
- Hershkovitz, P. 1999. *Dromiciops gliroides* Thomas, 1894, last of the Microbiotheria (Marsupialia), with a review of the Family Microbiotheriidae. *Fieldiana Zoology* 93: 1–60.
- Heywood, V.H. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 1140 pp.
- Howe, H. F. 1979. Fear and frugivory. *American Naturalist* 114: 925–931.
- Hughes, J., Macdonald, D. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341–351.

Jiménez J., Rageot, R. 1979. Notas sobre la biología del monito del Monte. *Anales del Museo Historia Natural* 12:83–88.

Jiménez, J. 2005. Monito del monte (*Dromiciops gliroides*), fósil viviente y único marsupial gondwánico del Orden Microbiotheria. Pp. 541-543. En: Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile (Smith C., J. Armesto, C. Valdovinos, eds.) Ed. Universitaria, Santiago. Chile. 708p.

Kery, M. 2002. Inferring the absence of a species—a case study of snakes. *Journal of Wildlife Management* 66: 330–338.

Kelt, D.A., Martínez D.R. 1989. Notes on distribution and ecology of two marsupials endemic to the Valdivian forests of southern South America. *Journal of Mammalogy* 70: 220–224.

Kelt, D.A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in central southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345–358.

Kelt DA. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque lluvioso templado sobre los pequeños mamíferos. In: Grez AA, Simonetti JA, Bustamante RO, eds. Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Kitchen, A.M., Gese, E.M., Schauster, E.R. 2000. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology* 78: 853-857.

Lambert, T., Malcolm, J., Zimmerman, B. 2005. variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern amazonia. *Journal of Mammalogy* 86: 982–990.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1460.

Lara-Díaz, N., Coronel-Arellano, H., López-Gonzales, C., Sanchez-Rojas, G., Martínez-Gómez, J.E. 2018. Activity and resource selection of a threatened carnivore: the case of black bears in northwestern Mexico. *Ecosphere* 9: e01923.

Lara, A., Donoso C., Aravena, J. 1997. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En Armesto J., Villagrán, C., Arroyo, M. ediciones. Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. 477 pp. Santiago, Chile.

Leuchtenberger, C., De Oliveira, Ê., Cariolato, L., Kasper, C. 2018. Activity pattern of medium and large sized mammals and density estimates of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in the Brazilian Pampa. *Brazilian Journal of Biology* 78: 697-705.

Levin, S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943–1967.

Lindenmayer, D., Cunningham, R.B., Tanton, M.T., Smith, A., Nix, H.A. 1991. Characteristics of hollow-bearing trees occupied by arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-east Australia. *Forest Ecology and Management* 40: 289–308.

Lindenmayer, D., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Tanton, M.T., Nix, H.A. 1993. The abundance and development of cavities in *Eucalyptus* trees: a case study in the montane ash forests of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 60: 77–104.

Lindenmayer, D., Franklin, J. 2002. Conserving forest biodiversity, a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington, Estados Unidos.

Lira-Torres, I., Briones-Salas, M. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28: 566–585.

Lunt, I.D., Eldridge D. Morgan, J., Bradd, G. 2007. A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 55: 401–415.

Lusk, C.H. 2002. Leaf area accumulation helps juvenile evergreen trees tolerate shade in temperate rainforest. *Oecologia* 132: 188-196.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., Langtimm, C.L., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255.

Mackowski, C. M. 1984. The ontogeny of hollows in blackbutt (*Eucalyptus pilularis*) and its relevance to the management of forests for possums, gliders and timber. In 'Possums and Gliders'. (Eds A. P. Smith and I. D. Hume.) pp. 553–567.

Maestre, F., Escudero, A., Bonet, A. 2008. Introducción al análisis especial de datos en ecología. Ciencias experimentales y tecnología. Universidad Rey Juan Carlos. Editorial Dykinson, S.L. Madrid.

Mancke, R.G., Gavin, T.A. 2000. Breeding bird density in woodlots: effects of depth and buildings at the edges. *Ecological Applications* 10: 598–611.

Mann, G. 1978. Los pequeños mamíferos de Chile. Gayana Zoología 40. Editorial de la Universidad de Concepción.

Mansfiel, C., Arnold, A. H., Bell, T., York, A. 2017. Habitat characteristics of a threatened arboreal marsupial and its resource use in a degraded landscape: the brush-tailed phascogale (*Phascogale tapoatafa tapoatafa*) in central Victoria, Australia. *Wildlife Research* 44: 153–164.

Marshall, L.G. 1978. *Dromiciops australis*. *Mammalian Species* 99: 1–5.

Martin, J.G.A., Reále, D. 2008. Animal temperament and human disturbance: implications for the response of wildlife to tourism. *Behavioural Processes* 77: 66–72.

Martinez, D., Jaksic, F. 1996. Habitat, relative abundance, and diet of rufous-legged owls (*Strix rufipes* King) in temperate forest remnants of southern Chile. *Écoscience* 3: 259-263.

Martinez, D., Albín, J., Cabaleiro, J., Pena, T., Rivera, F., Blanco, V. 2009. El criterio de información de Akaike en la obtención de modelos estadísticos de rendimiento. XX jornadas de Paralelismo. A Coruña.

McCoy, E.D., Bell, S.S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space (ed. por S.S. Bell, E.D. McCoy y H.R. Mushinsky), pp. 3–27. Chapman & Hall, London.

McFadden, T., Dirzo, R. 2018. Opening the silvicultural toolbox: A new framework for conserving biodiversity in Chilean timber plantations. *Forest Ecology and Management* 425:75-84.

Mills, M.G., Broomhall, L., Toit, J. 2004. Cheetah *Acinonyx jubatus* feeding ecology in the Kruger National Park and a comparison across African savanna habitats: is the cheetah only a successful hunter on open grassland plains? *Wildlife Biology* 10: 177–186.

Ministerio del Medio Ambiente de Chile, MMA. 2018. Inventario Nacional de especies de Chile. Visitado el 15 de septiembre del 2018.

URL: especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/ficha_indepen.aspxopen_in_new

Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M. & Urios, V. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Animal Biology*, 59: 145-157.

Mora JP, Soto-Gamboa M. 2011. Legitimate seed dispersal *Ugni molinae* Turcz. (Myrtaceae), by monito del monte, *Dromiciops gliroides*. *Gayana Botanica* 68: 309–12.

Moreira-Arce, D., Vergara, P., Boutin, S., Simonetti, J., Briceño, C., Acosta-Jamett, G. 2015. Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation* 192: 258–267.

Moreno, P. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños corporales de coleópteros epígeos. Memoria de Título Medicina Veterinaria. Santiago. Chile. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Chile.

Muñoz, A., Murua, R. 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.

Muñoz-Pedrerós, A., Lang, B.K., Bretos, M., Meserve, P.L. 2005. Reproduction and development of *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Microbiotheriidae) in temperate rainforests of southern Chile. *Gayana* 69: 225–233.

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

Mysterud, A., Lian L.B., Hjermmann, D.O. 1999. Scale dependent trade-offs in foraging by European roe deer (*Capreolus capreolus*) during winter. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1486–1493.

Nilsson, M., Arnason, U., Spencer, P., Janke, A. 2004. Marsupial relationships and a timeline for marsupial radiation in South Gondwana. *Gene* 340: 189–196.

Norris, D., Michalski, F., Peres, C.A. 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy* 91: 551–560.

Nupp, T.E., Swihart, R.K. 1998. Influence of forest fragmentation on population attributes of white-footed mice and eastern chipmunks. *Journal of Mammalogy* 79: 1234–1243.

Oliveira-santos, L.G., Tortato, M.A., Graipel, M.E. 2008. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology* 24: 563–567.

Otavo, S., Echeverría, C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los *hotspot* mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 924–935.

Patterson, B.D., Meserve, P.L., Lang, B.K. 1990. Quantitative habitat associations of small mammals along an elevational transect in temperate Chilean rainforests. *Journal of Mammalogy* 70: 67–78.

Polansky, L., Robbins, M. 2013. Generalized additive mixed models for disentangling long-term trends, local anomalies, and seasonality in fruit tree phenology. *Ecology and Evolution* 3: 3141–3151.

Price, M., Lill, A. 2011. Behavioural responses of breeding silver gulls to tourist traffic. *Australian Journal of Zoology* 35: 810.

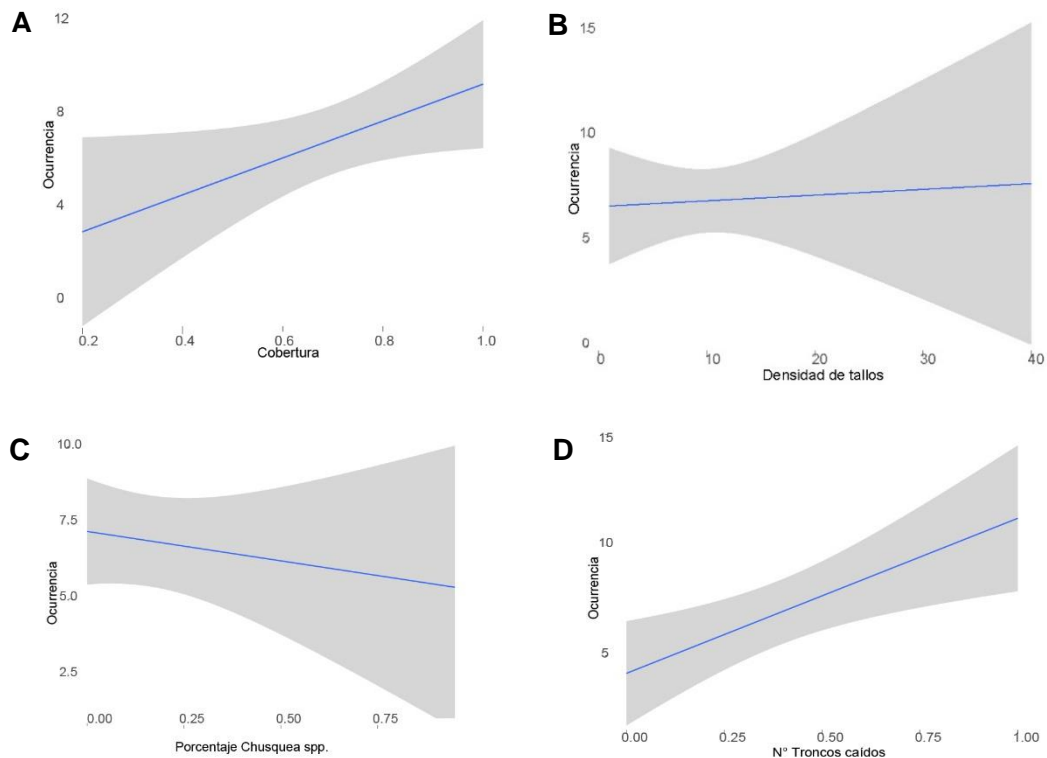
- Quijano, A. 2008. Uso y selección de hábitat del monito del monte, *Dromiciops gliroides*, Thomas, 1984, en el bosque experimental San Martín, centro-sur de Chile. Tesis Doctoral, Universidad Austral de Chile, Chile. 129 pp.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Recher, H.F., Majer, J.D., Ganesh, S. 1996. Eucalypts, arthropods and birds: on the relation between foliar nutrients and species richness. *Forest Ecology and Management* 85: 177–195.
- Ridout, M., Linkie M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics* 14: 322–337.
- Ringler D., Russell, J., Le Corre, M. 2015. Trophic roles of black rats and seabird impacts on tropical islands: Mesopredator release or hyperpredation? *Biological Conservation* 185: 75–84.
- Rodríguez-Cabal, M., Aizen, M., Novaro, A. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. *Biological Conservation* 139: 195–202.
- Rodriguez-Cabal, M., Branch, L., 2011. Influence of habitat factors on the distribution and abundance of a marsupial seed disperser. *Journal of Mammalogy*, 92 :1245–1252.
- Romero, M., Riveros, M., Cox, C., Alberdi, M. 1987. Growth dynamics and phenologie of *Embothrium coccineum* Forst. at different altitudes. *Revista Brasileña de Botánica* 10:139–145.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P. 2013. Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Italian Journal of Mammalogy* 24: 148–156.
- Royle, J.A., Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84: 777–790.
- Saavedra, B., Simonetti, J.A. 2005. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia* 69: 337–348.
- Salas O., Chapin, S., Armesto, J., Berlow, E., Bloom, J. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Salazar, D.A., Fontúrbel, F.E. 2016. Beyond habitat structure: Landscape heterogeneity explains the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) occurrence and behavior at habitats dominated by exotic trees. *Integrative Zoology* 11: 413–421.
- Servicio Nacional de Turismo, SERNATUR. Tasa de ocupación en la región de los Ríos y Los Lagos 2016-2017.
- Schmid, F., Schmidt, A. 2006. Nonparametric estimation of the coefficient of overlapping— theory and empirical application. *Computational Statistics & Data Analysis* 50: 1583–1596.
- Semeniuk, C.A., Rothley, K.D. 2008. Costs of group living for a normally solitary forager: effects of provisioning tourism on southern stingrays *Dasyatis americana*. *Marine Ecology Progress Series* 357: 271-282.
- Silveira, L., Jácomoa, A., Diniz-Filhoa, J. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

- Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation* 13: 373–393.
- Srbek-Araujo, A.C., García, A. 2005. Is camera trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121–125.
- Stallings, J.R. 1990. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia* 7:267- 276.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. 2001. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1234–1252.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörgerl, M.C., Wirthmann, Schwager, M., Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Thompson, J.N., Willson, M. F.1979. Evolution of temperate fruit/bird interactions: phenological strategies. *Evolution* 33: 973–982.
- Tilman, D. May, R., Lehman, C. Nowak, M. 1994. Habitat destruction and extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Trujano, A., Alvarez-Castañeda, C. 2008. Efecto del pastoreo en el área de actividad y uso del hábitat de una comunidad de heterómidos en el matorral sarcocaula de baja california sur. En Lorenzo, C., E. Espinoza y J. Ortega (eds.). 2008. Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Publicaciones Especiales, Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., México, D. F.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200–209.
- Turner, M., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. 2001. Landscape ecology in theory and practice. New York: Springer-Verlag. 401 pp.
- Van der Ree, R., Soderquist, T.R., Bennett, A.F. 2001. Home-range use by the brush-tailed phascogale (*Phascogale tapoatafa*) (Marsupialia) in high-quality, spatially limited habitat. *Wildlife Research* 28: 517–525.
- Van Heezik, Y., Smyth, A., Adams, A., Gordon, J. 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* 143: 121–130.
- Vieira, E.M., Port, D. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology* 272: 57–63.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385–397.
- Wimberly, M.C. 2006. Species dynamics in disturbed landscapes: when does a shifting habitat mosaic enhance connectivity? *Landscape Ecology* 21: 35–46.
- Worrel, T., Admiraal, R., Bateman, P.W., Fleming, P.A. 2016. Are tourism and conservation compatible for 'island tame' species? *Animal Conservation* 20: 155–163.
- Yamaguchi, N., Kitchener, A.C., Driscoll, C.A., Ward, J.M., Macdonald, D.W. 2004. Craniological differentiation amongst wild-living cats in Britain and southern Africa: natural variation or the effects of hybridization? *Animal Conservation* 7: 339–351.

Zuur, A., Leno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, USA.

ANEXO 1

Se presentan los gráficos obtenidos al comparar la respuesta de cada variable con la ocurrencia de *D. gliroides*. En la Figura A1 se observa que la ocurrencia aumenta con el aumento del porcentaje de cobertura arbórea y arbustiva, y se muestra mayor variabilidad hacia los extremos de la línea de tendencia. La densidad de tallos, el número de tocones y cavidades aumentan levemente la respuesta de ocurrencia y muestran alta variabilidad a medida que aumentan sus valores. Por otro lado, al aumentar el porcentaje de *Chusquea* sp. y el número de troncos caídos, disminuye la ocurrencia y se observa alta variabilidad respecto a la línea de tendencia. El número de frutos maduros no muestra una relación clara de aumento o disminución de la ocurrencia, la línea de tendencia se muestra aproximadamente constante. En la selección de variables a través de su relación gráfica con la ocurrencia, se seleccionaron sólo aquellas que presentaron una tendencia lineal de baja dispersión de error, es decir aquellas que afectasen positiva o negativamente la ocurrencia, y que no pudiesen generar el patrón opuesto por la gran dispersión.



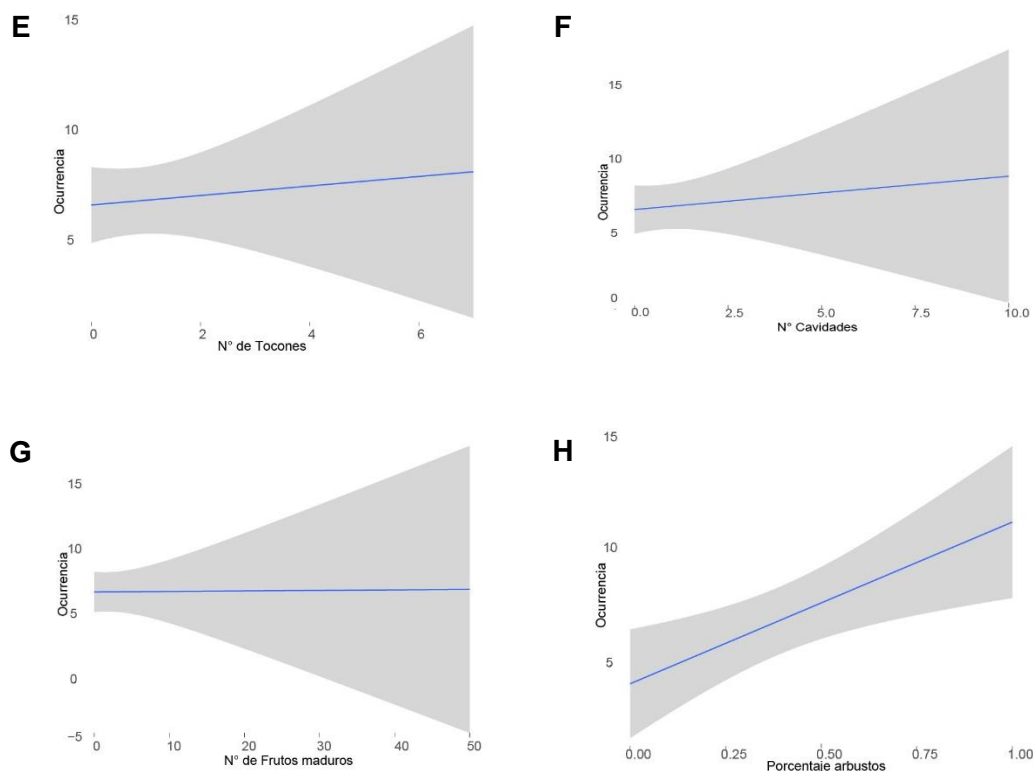


Figura A1. Relación de ocurrencia en todas las condiciones según variables de vegetación cuantitativas. Para A. porcentaje de cobertura arbórea, B. densidad de tallos, C. porcentaje de *Chusquea* spp., D. número de troncos caídos, E. número de tocones, F. número de cavidades, G. número de frutos maduros y H. porcentaje de arbustos.

En la Figura A2 se presenta el patrón de actividad circadiano de *D. gliroides* en cada mes monitoreo (diciembre 2017 a marzo 2018) por condición. Los resultados muestran que en los sitios de extracción de leña las ocurrencias tienden a concentrarse en marzo, seguido de febrero, mientras que en las plantaciones la ocurrencia es mayor en diciembre. Por otro lado, en los sitios nativos la ocurrencia es mayor en marzo y en renoval en febrero. En la figura A3 se puede observar que en aquellos sitios ubicados en la Cordillera de Los Andes el rango de tiempo de actividad es más amplio que en los sitios de la Cordillera de La Costa, y con mayor frecuencia que en la costa donde se puede ver que la roseta es más pequeña, en ambas situaciones (Costa y Cordillera) el vector medio se sitúa en aproximadamente las 02:00 h.

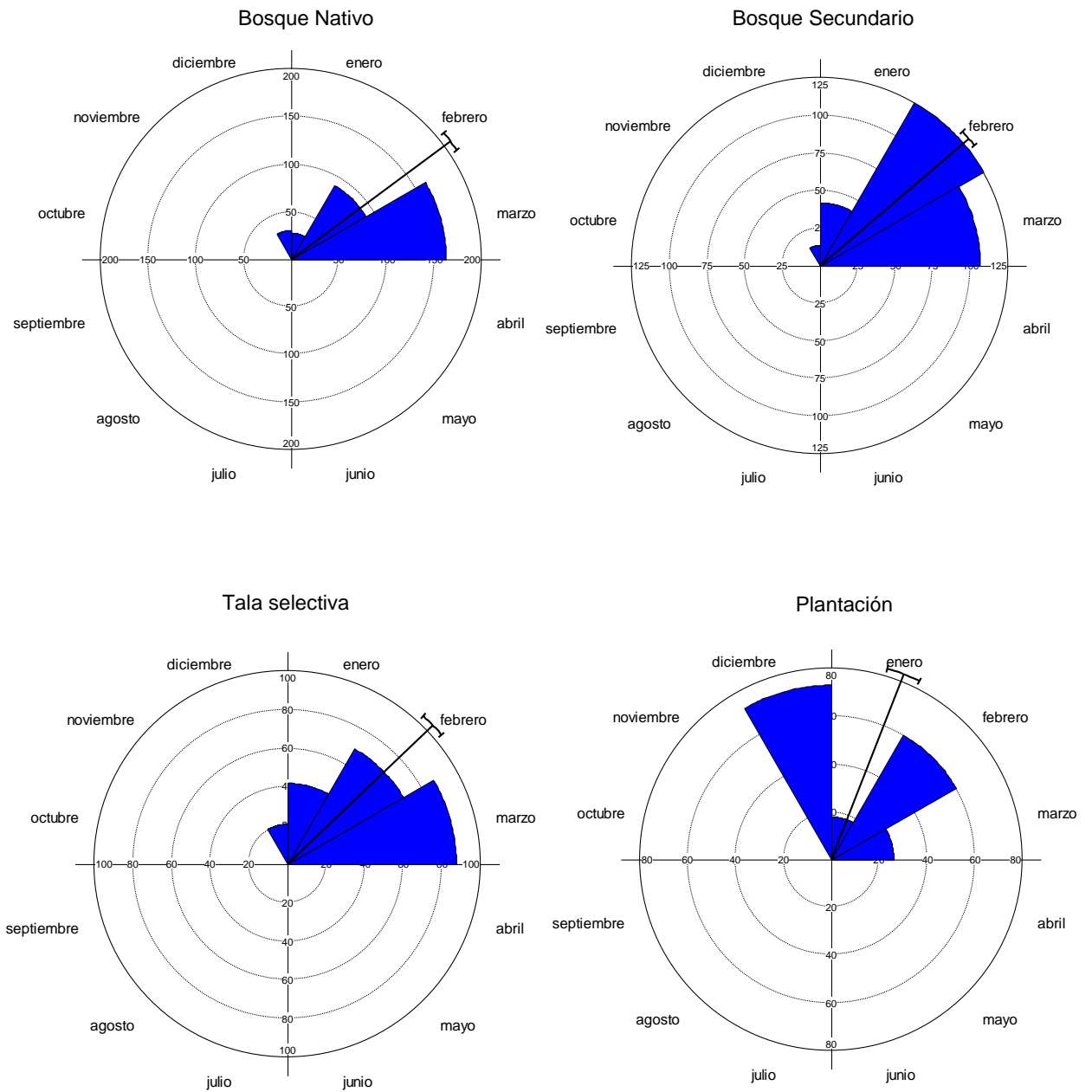


Figura A2. Patrón de actividad circadiano de *Dromiciops gliroides* en bosque nativo, bosque secundario, tala selectiva y plantación. La línea radial negra situada paralela a los conos azules representa el vector medio y su desviación estándar.

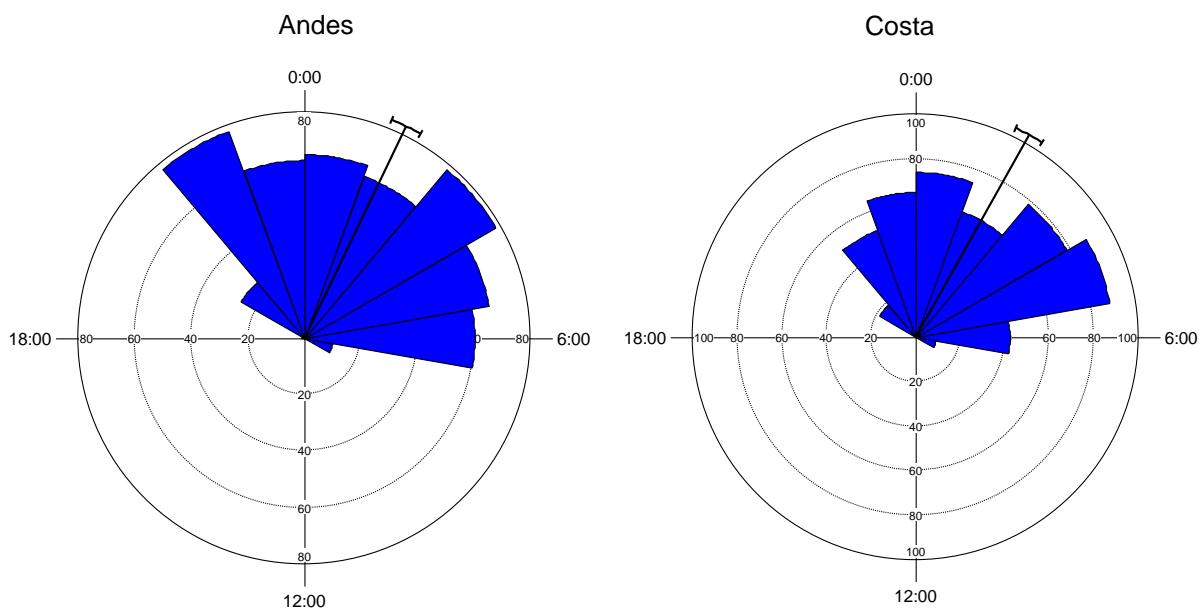


Figura A3. Patrón de actividad circadiana según sitios ubicados en la Cordillera de Los Andes (a la izquierda) o en la Cordillera de La Costa (a la derecha). La línea radial negra situada paralela a los conos azules representa el vector medio y su desviación estándar.

Las Tablas 1A, 2A, 3A y 4A presentan en detalle los resultados obtenidos al analizar el GAMM la ocurrencia en cada condición por separado, es decir, utilizando la condición como conjunto de datos independientes entre sí. De estos modelos, se obtuvieron diferencias significativas sólo para el factor cobertura arbórea en bosque nativo (Tabla A1).

Tabla 1A. Resultados GAMM de ocurrencia en condición de bosque nativo, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.

Coefficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Intercepto	0.860	1.349	0.638	0.528
Cobertura arbórea	1.346	1.142	1.178	0.247
Cobertura arbustiva	1.705	0.715	2.383	0.0235*
Musgo abundante	-0.310	0.824	-0.376	0.709
Musgo escaso	-0.985	0.845	-1.166	0.252

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

Tabla 2A. Resultados GAMM de ocurrencia en condición de bosque secundario, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.

Coeficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Intercepto	1.055	1.213	0.87	0.391
Cobertura arbórea	1.561	1.520	1.027	0.312
Cobertura arbustiva	0.899	0.862	1.043	0.305
Musgo abundante	-0.708	1.157	-0.612	0.545
Musgo escaso	-0.493	1.119	-0.441	0.662

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

Tabla 3A. Resultados GAMM de ocurrencia en condición de tala de bosque, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.

Coeficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Intercepto	1.523	1.321	1.153	0.258
Cobertura arbórea	-0.344	1.171	-0.294	0.770
Cobertura arbustiva	1.284	0.762	1.686	0.102
Musgo abundante	0.018	0.928	0.020	0.985
Musgo escaso	-0.615	0.908	-0.678	0.503

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

Tabla 4A. Resultados GAMM de ocurrencia en condición de plantación, de acuerdo a las variables de vegetación seleccionadas.

Coeficientes paramétricos	Estimación	Error estándar	t valor	P valor
Intercepto	3.86 E-0.1	1.024	0.378	0.708
Cobertura arbórea	2.609	1.383	1.887	0.068
Cobertura arbustiva	-1.10 E -0.1	8.57E-0.1	-0.129	0.898
Musgo abundante	1 E 0.3	5.11 E 0.7	0	1
Musgo escaso	1.14	6.75 E -0.1	-1.693	0.10

*Diferencias significativas a $p < 0,05$.

ANEXO 2

Se presentan las descripciones de los sitios de estudios. Las cuales incluyen los antecedentes generales de cada sitio, la composición florística y las perturbaciones.

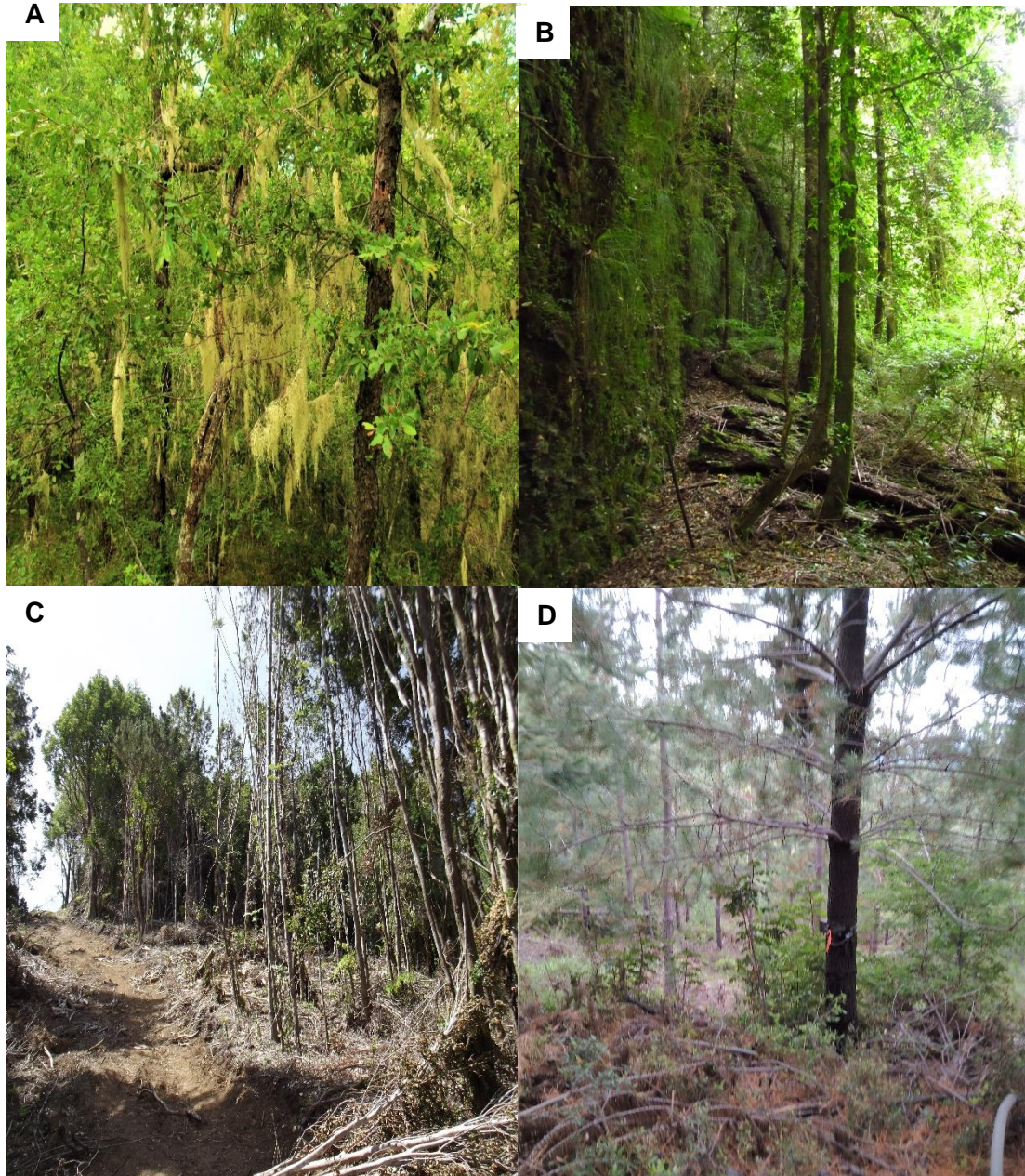


Figura A4. Fotografía ampliada de algunos sitios de estudio que representan la condición en el gradiente de perturbación de hábitat. Las fotografías corresponden a algunos de los sitios muestreados, A. Bosque nativo-Parque Nacional Nahuelbuta, B. Bosque secundario-Reserva Huilo-Huilo, C. Tala selectiva-Pucatrihue y D. Plantación-Predio Mininco.

Descripción de los sitios de estudio

1. Parque Nacional Nahuelbuta

Antecedentes generales

El Parque Nacional Nahuelbuta está ubicado en la cumbre de la Cordillera de La Costa, en la región de la Araucanía, Chile (37.47° S, 72.60° O; 750-1550 msnm), comprende parte de las comunas de Angol y Purén, abarcando una extensión de 6832 ha de área protegida. Fue creado en 1939 y forma parte de la Cordillera de Nahuelbuta, la que es considerada como un área de alto valor de conservación y reserva mundial de biodiversidad, por sus altos niveles de diversidad de especies y endemismo. Sin embargo, es uno de los paisajes más alterados y menos protegidos del *hotspot* chileno (Smith-Ramírez, 2004; Otavo y Echeverría, 2017). En esta zona las precipitaciones se concentran en un 80% en los meses de otoño e invierno, con frecuentes nevadas por encima de los 1000 msnm en los meses de invierno (Di Castri y Hajek, 1976) y las medias anuales de precipitación y temperatura son 1519 mm y 12,1 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto y multietáneo con cuatro a cinco estratos verticales. Altitudinalmente, es posible distinguir asociaciones vegetacionales de baja y alta montaña, respectivamente. En las partes bajas del parque (Cordillera), la composición florística del bosque está dominada por los árboles *Nothofagus obliqua* asociados a individuos aislados de *Araucaria araucana* en los estratos emergente (>25m), dominante y co-dominantes (15-25 m). Por su parte, *Embothrium coccineum*, *Lomatia ferruginea* y *Lomatia hirsuta* son componentes principales del estrato intermedio (5-10 m). *Azara lanceolata* junto a especies del género *Berberis* sp. componen el estrato inferior (<5 m). El sotobosque (<0,5 m) está compuesto mayoritariamente por *Festuca* sp. En lugares con mayor altitud, la composición florística está dominada por *A. araucana*, y en menor abundancia por *Nothofagus dombeyi*. Estas especies dominan los estratos emergente, dominante y co-dominante (20-35 m). El estrato intermedio (<20 m) está compuesto por individuos de *Caldecluvia paniculata*, *Podocarpus andina* y *Weinmania trichosperma*. En el estrato inferior (<5 m) es frecuente encontrar en abundancia a *Berberis* sp., *Chusquea culeou*, *Drimys andina* y *Festuca* sp. en el sotobosque (<0,5 m).

Perturbaciones

En sus orígenes, la Cordillera de Nahuelbuta estaba cubierta de bosques nativos desde la planicie que la rodea hasta sus cumbres, sin embargo, actualmente el paisaje está muy fragmentado e intervenido por procesos antrópicos (Wolodarsky-Franke y Díaz, 2011) tales

como la sustitución de bosque nativo por plantaciones de especies exóticas, incendios forestales, sobreexplotación de especies nativas, agricultura extensiva y explotación forestal. Siendo estas últimas dos de las actividades productivas que amenazan más directamente a la conservación de la Cordillera de Nahuelbuta (Smith-Ramírez, 2004; Wolodarsky-Franke y Díaz, 2011). Actualmente se estima que la pérdida total de bosque nativo es de 33.2 % a una tasa de deforestación anual de 1.6% entre 1986 y 2011, y ocurrió principalmente por la sustitución de bosque nativo a plantaciones forestales exóticas.

2. Parque Nacional Puyehue

Antecedentes generales

El Parque Nacional Puyehue está ubicado en la Cordillera de Los Andes, en la región de Los Lagos, Chile (40° 47'S, 72° 12'O, 1120 msnm) a 80 km de la ciudad de Osorno. Fue creado en 1941 y actualmente posee una superficie de 107000 ha, la cual forma parte de la Reserva de la Biósfera Bosques Templados Lluviosos de los Andes Australes (CONAF, 2018). En esta zona precipitaciones se concentran entre los meses de abril a septiembre, y durante enero y marzo se registran las mayores temperaturas (Di Castri y Hajek, 1976). Las medias anuales de precipitación y temperatura correspondientes a esta localidad son 2385 mm y 9.1 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto, multietáneo con cuatro a cinco estratos verticales. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes (>25 m) de *Nothofagus dombeyi*, *Eucryphia cordifolia* y *Weinmania trichosperma*. El estrato dominante (15-25 m) está compuesto por las mismas especies asociadas a *Amomyrtus luma*, *Caldecluvia paniculata*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Drimys winteri*, *Eucryphia cordifolia*, *Laureliopsis philippiana* y *Weinmania trichosperma*. El estrato intermedio (5-15 m) está compuesto individuos de especies como *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Chusquea quila*, *Luma apiculata*, *Rhaphithamnus spinosus* y *Tepualia stipularis*. El estrato inferior (<2 m) está compuesto por *Chusquea quila* y *Fuchsia magellanica* ocupando los claros del bosque dejados por la caída natural de árboles. En el sotobosque (<0,5 m) predominan los antocerotes, musgos, helechos, hepáticas y hongos.

Perturbaciones

De acuerdo con el Plan de manejo Parque Nacional Puyehue (CONAF, 2008), al interior del Parque se identifican potenciales impactos negativos sobre la fauna nativa por el aumento de las poblaciones de especies exóticas y la pérdida y contaminación de los cuerpos de agua.

Por otro lado, dentro del parque hay camping, restaurantes, y se realizan distintos deportes, lo que podría generar un impacto sobre la fauna del lugar.

3. Parque Peumayén

Antecedentes generales

El Parque Peumayén, es un parque privado ubicado a 65 kilómetros de Río Bueno (40° 56' S, 72° 40' O, 800 msnm) y compuesto por 23 hectáreas en la provincia de Ranco, en la región de Los Ríos, Chile (Municipalidad de Río Bueno). Fue creado el 2011 y desde el 2016 funciona como parque abierto al turismo rural.

En esta zona las precipitaciones se concentran entre los meses de abril a septiembre (Di Castri y Hajek, 1976), y las medias anuales de precipitación y temperatura son 1994 mm y 11 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto, multietáneo con cuatro estratos verticales. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes (>25 m) de *Aextoxicon punctatum*, *Laureliopsis philippiana*, *Nothofagus dombeyi* y *Podocarpus nubigena*. El estrato dominante (15-25 m) está compuesto por las mismas especies asociadas a *Caldcluvia paniculata*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Eucryphia cordifolia*, *Saxegothaea conspicua* y *Weinmania trichosperma*. El estrato intermedio (5-10 m) está compuesto individuos de especies como *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Caldcluvia paniculata*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Embothrium coccineum*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata*, *Laureliopsis philippiana*, *Rhaphithamnus spinosus* y *Weinmannia trichosperma*. El estrato inferior (<2 m) está compuesto por *Berberis* sp. y *Chusquea quila* ocupando los claros del bosque dejados por la caída natural de árboles. En el sotobosque (<0,5 m) predominan los antocerotes, musgos, helechos, hepáticas y hongos.

Perturbaciones

El Parque se encuentra en etapa de implementación estructural para los visitantes, por lo que no se han descrito perturbaciones dentro del área. Sin embargo, se identifican impactos potenciales como el turismo deportivo dentro del Parque y el sobrepastoreo de ganado en los predios aledaños, lo cual puede generar impactos negativos sobre la fauna nativa y, la vegetación y el suelo del lugar, ya que la erosión producida por el ganado en un sitio puede expandirse en el paisaje porque los animales buscan nuevas áreas de alimentación, como se

ha demostrado en estudios de áreas similares destinadas a conservación (Lunt et al., 2007; Cingolani et al., 2008).

4. Reserva Huilo-Huilo

Antecedentes generales

La Reserva Biológica Huilo Huilo es una reserva privada ubicada a 56 km de Panguipulli, localidad de Neltume (39° 51' S, 71° 57' O), entre los 400 y los 1800 m de altitud, en la Región de los Ríos, Chile. Fue creada en el año 2000 y actualmente posee una extensión de 100000 ha (Fundación Huilo Huilo, 2018). Desde 1996 se encuentra bajo distintas estrategias de manejo como la creación de zonas intangibles, donde se realiza un plan para reintroducir al huemul (*Hippocamelus bisulcus*), zonas de actividad turística y explotación forestal selectiva (Teillier et al., 2013). La Reserva alberga ecosistemas que han sido incluidos en la ecorregión del Bosque Templado Valdiviano (Dinerstein et al., 1995) y de acuerdo con Di Castri y Hayek (1976), esta zona se encuentra bajo un régimen climático de tendencia oceánica de carácter templado-húmedo, con registro de precipitaciones durante todo el año y ausencia de déficit hídrico. Las medias anuales de precipitación y temperatura correspondientes a esta zona son 2541 mm y 12 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto y multietáneo con cuatro estratos verticales. El estrato emergente (>25 m) está compuesto por individuos de *Nothofagus dombeyi*, y los estratos dominante y co-dominante (15-25 m) por individuos de la misma especie junto a *Aextoxicon punctatum*, *Eucryphia cordifolia*, *Laureliopsis philippiana* y *Weinmannia trichosperma*. El estrato intermedio (5-15 m) está compuesto por *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Luma apiculata*, *Embothrium coccineum* y *Gevuina avellana*. El estrato inferior (<5 m) está compuesto por *Berberis* sp., *Fuchsia magellanica*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Chusquea culeou* y *Chusquea quila*. En el sotobosque (<0,5 m) predominan *Berberis* sp. y antocerotes, musgos, helechos, hepáticas y hongos.

Perturbaciones

Durante las primeras décadas del siglo XX en esta zona se realizó extracción de bosque nativo, lo que constituyó la principal actividad económica del lugar. Posteriormente fue creada la reserva privada con un área de 60000 ha (Román y Nahuelhual, 2009) que se extendió a 100000 ha y actualmente dentro de la Reserva se encuentra un complejo turístico que abarca hoteles, restaurantes, teleférico, actividades deportivas, entre otras. Además, dentro del parque se realiza explotación forestal selectiva de baja intensidad (Teillier et al., 2013).

5. Parque Oncol (nativo y plantación)

Antecedentes generales

El Parque Oncol un área silvestre protegida privada, se ubica en la Cordillera de La Costa a 28 km de Valdivia (39°41' S, 73°18' O; 550 m). Fue creada en 1989 por la empresa forestal Arauco S.A. y abarca 2841 ha (Parque Oncol, 2018), de las cuales 754 ha corresponden a bosque nativo, siendo un relicto conservado de la vegetación nativa del sur de Chile (Torres-Dowdall et al., 2007). La vegetación del Parque corresponde a bosque valdiviano, un bosque húmedo, siempre verde y mixto con propiedades típicas de los bosques tropicales, pero ubicado en una región templada (Lépez, 1998). En esta zona las precipitaciones se mantienen durante todo el año y se concentran en un 60% entre los meses de mayo a agosto (Di Castri y Hajek, 1976) y las medias anuales de precipitación y temperatura son 2177 mm y 11 °C, respectivamente (CR2, 2018). Dentro de este Parque se encuentran dos sitios de muestreo bajo dos condiciones diferentes; un sitio de plantación y un sitio de vegetación nativa.

Descripción florística

El sitio de vegetación nativa se describe como bosque renoval mixto, multietáneo con cuatro estratos. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes (>20 m) de *Aextoxicon punctatum*, *Laureliopsis philippiana* y *Podocarpus nubigena*. El estrato dominante (10-20 m) está compuesto por las mismas especies asociadas a *Drimys winteri*, *Eucryphia cordifolia*, *Caldcluvia paniculata*. El estrato intermedio (5-10 m) está compuesto individuos de especies como *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Aristolelia chilensis*, *Caldcluvia paniculata*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Embothrium coccineum*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata*, *Laureliopsis philippiana*, *Lomatia ferruginea*, *Lomatia hirsuta*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Raukaua sempervirens*, *Tepualia stipularis* y *Weinmannia trichosperma*. El estrato inferior (<2 m) está compuesto por *Berberis* sp., *Desfontaenia spinosa* y *Ugni molinae*. En el sotobosque (<0,5 m) predominan helechos y musgos. Los claros al interior del bosque dejados por la extracción de árboles fueron ocupados por *Chusquea quila*.

El sitio de plantación se caracteriza por plantaciones de *Eucaliptus globulus* (>15 años) abandonada. Bajo esto árboles (<5 m), la vegetación nativa predominante es *Chusquea quila* e individuos aislados de *Aristolelia chilensis* y *Rhaphithamnus spinosus*. El sotobosque (<0,5 m) está compuesto por plántulas de *Aristolelia chilensis* junto a helechos como *Blechnum chilense* y musgos. Presenta, además, una plantación de *Pinus radiata* (>25 años) abandonada. Bajo estos árboles (<5 m) la vegetación nativa que domina es *Aristolelia chilensis*, *Chusquea quila* y *Lomatia hirsuta*. El sotobosque (<0,5 m) está compuesto por plántulas *Chusquea quila*.

Perturbaciones

Dentro del parque hay plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucaliptus globulus* abandonadas de una edad aproximada de 15 y 25 años, respectivamente. Las cuales abarcan un área de aproximadamente 2000 ha (Parques Selva Valdiviana, 2018). Además de construcciones turísticas como senderos, restaurantes, áreas de camping y deporte, así como la implementación de caminos de acceso al parque.

6. Parque Katalapi

Antecedentes generales

El centro de investigación y educación Parque Katalapi es un área protegida privada ubicada a 18,5 km de Puerto Montt entre el mar y el Parque Nacional Alerce Andino, sector Cordillera de Quillaípe, en la Región de Los Lagos, Chile (41°31'12" S; 72°45'02.3" O). Este parque es una iniciativa de la Familia Corcuera-Vliegenthart, propietarios y directores del parque desde 1994 (Parque Katalapi, 2018) y posee una extensión de 28 ha y un rango altitudinal entre 7 y 83 msnm (Pereira, 2007). El clima del Parque es templado con precipitaciones 220 días al año aproximadamente, las que alcanzan los 1900 mm, además, dada la cercanía del mar las temperaturas máximas y mínimas son moderadas (Reyes-Díaz et al., 2005; Parra et al., 2012). En este sector las medias anuales de precipitación y temperatura son 1849 mm y 11,9 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque renoval mixto, multietáneo con cuatro estratos. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes (>15 m) de *Nothofagus dombeyi* e individuos aislados de *Aextoxicon punctatum*. El estrato dominante (10-15 m) está compuesto por individuos de estas especies asociadas a *Drimys winteri*. El estrato intermedio (5-10 m) está compuesto por abundantes individuos de especies de la familia *Mirtaceae*, como *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Luma apiculata* y *Mirceugenia planipes* asociados individuos de las especies *Caldcluvia paniculata*, *Crinodendron hookerinum*, *Eucryphia cordifolia*, *Embothrium coccineum*, *Gevuina avellana*, *Lomatia ferruginea*. El estrato inferior (<2 m) está compuesto por *Berberis* sp. y *Ugni molinae*, y el sotobosque (<0,5 m) dominado por *Berberis* sp. y *Ugni molinae* junto a antocerotes, musgos, hepáticas, hongos helechos.

Perturbaciones

Desde comienzos de 1900 los habitantes de esta zona talaron el bosque nativo progresivamente hasta 1994 en sectores específicos. Actualmente esta zona se encuentra en

restauración natural y artificial a través de la germinación natural de los bancos de semillas y la plantación de árboles como *N. nítida*, *dombeyii* y *Eucryphia cordifolia*, respectivamente. Sin embargo, la mayor amenaza es la presencia de animales exóticos como perros y gatos de predios cercanos, así como visones.

7. Pucatrihue

Antecedentes generales

Pucatrihue es una localidad de la comuna San Juan de la Costa, Provincia de Osorno, Región de Los Lagos, Chile (40°32' S; 73°42' O). Esta localidad costera posee una superficie de 155600 ha, dentro de esta superficie no hay bosque nativo en empresas forestales y el uso de suelo es 89,5% de bosque nativo y 6% matorral (Pliscoff et al., 2004). Las precipitaciones se mantienen durante todo el año y se concentran durante invierno en un 75% entre los meses de abril a septiembre, las medias anuales de precipitación y temperatura en esta zona son 1703 mm y 10 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque renoval mixto, multietáneo con tres estratos. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes (>10 m) de *Aextoxicon punctatum*, *Drimys winteri* y *Laureliopsis philippiana*, todos individuos remanentes de los bosques costeros que dominaron el área en el pasado. El segundo estrato intermedio (<5 m) está compuesto por abundantes individuos de especies de la familia *Mirtaceae*, formando densos bosquetes. Específicamente, *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Luma apiculata* y *Mirceugenia planipes* asociados individuos de *Aristotelia chilensis*, *Caldcluvia paniculata*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Embothrium coccineum*, *Gevuina avellana*, *Laureliopsis philippiana*, *Lomatia ferruginea*, *Lomatia hirsuta*, *Rhaphithamnus spinosus* y *Weinmannia trichosperma*. El estrato inferior (<2 m) está compuesto por *Berberis sp.*, *Desfontaenia spinosa* y *Ugni molinae*. En el sotobosque (<0,5 m) predominan *Desfontaenia spinosa* y *Ugni molinae* junto a helechos y musgos. Los claros dejados por la extracción de árboles fueron ocupados por *Chusquea quila*.

Perturbaciones

En las localidades de Punotro, Aleucapi, aledañas a Pucatrihue, se realiza extracción de madera nativa para abastecer de leña a la ciudad de Osorno, lo que es considerado como una amenaza de mediana intensidad (Pliscoff et al., 2004). Sin embargo, Pucatrihue también es considerado como uno de los principales sectores de extracción de leña desde el año 1993, y actualmente San Juan de la Costa es una de las principales comunas de extracción de leña de bosque nativo en la provincia (Sáez et al., 1994; Díaz et al., 1998; Pliscoff et al., 2004).

8. Moncopulli

Antecedentes generales

Es un predio privado ubicado en la comuna de Puyehue, provincia de Osorno, Región de los Lagos, Chile (40°36' S; 72°48' O) de aproximadamente 390 ha, de las cuales 300 ha son agrícolas y 61 ha de bosque nativo. En esta zona las precipitaciones se concentran entre los meses de abril a septiembre (Di Castri y Hajek, 1976), y las medias anuales de precipitación y temperatura son 1317 mm y 10.5 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto, multietáneo y bi-estratificado, en el cual *Nothofagus obliqua* y *Laurelia sempervirens* son especies abundantes del estrato emergente y dominante (>20 m). Un segundo estrato intermedio (5-10 m), está compuesto por las especies *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Chusquea quila*, *Luma apiculata*, *Mirceugenia planipes* y *Rhaphithamnus spinosus*. En el sotobosque (<0,5 m) predominan especies de la familia *Poaceae* y algunos helechos como *Blechnum chilense*.

Perturbaciones

El bosque presente en esta zona se encuentra inmerso en un predio de actividad ganadera, en el cual se destinan áreas de pastoreo en la que el vacuno se rota diariamente. También se extrae constantemente leña en bosque nativo, la cual se realiza en áreas específicas del predio y rotando las zonas de tala. Por otro lado, se registra presencia de animales exóticos como gatos y perros al interior del predio, y cazadores con galgos (*Canis lupus familiaris*).

9. Las Cascadas

Antecedentes generales

El poblado de Las Cascadas se encuentra ubicado a 85 km de Puerto Varas a orillas del lago Llanquihue entre las provincias de Llanquihue y Osorno, Región de Los Lagos, Chile (41°04' S; 72°38' O). Edificado sobre suelo volcánico, se sitúa dentro del complejo turístico, recreativo y de educación ambiental “Las Cascadas”, perteneciente a la Universidad de Los Lagos, y abarca cerca de 30 hectáreas, con 1,3 km de senderos que recorren el bosque templado austral precordillerano (Centro recreativo Las Cascadas, 2018). En esta zona las precipitaciones se concentran entre los meses de marzo a septiembre y las medias anuales de precipitación y temperatura de este poblado son 2421 mm y 10,5 °C, respectivamente (CR2, 2018).

Descripción florística

Bosque mixto y multietáneo con tres estratos verticales. *Nothofagus dombeyi* es la única especie de los estratos emergente y dominante (>20 m). El estrato intermedio (10-15 m) está dominando por la misma especie junto a *Luma apiculata* e individuos aislados de *Amomyrtus meli*. El estrato inferior (<5 m) está compuesto por *Amomyrtus luma*, *Aristolelia chilensis*, *Azara lanceolata*, *Caldcluvia paniculata*, *Chusquea quila*, *Gevuina avellana*, *Fucsia magellanica*, *Lomatia ferruginea*, *Gaultheria* sp. *Raukua sempervirens*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Ugni molinae*. En el sotobosque (<0,5 m) predominan *Ugni molinae* y antocerotes, musgos, helechos, hepáticas y hongos.

Perturbaciones

Dentro del parque hay construcciones turísticas como cabañas, senderos, casino, entre otros. La afluencia de público es alta y no existen medidas de control para evitar la contaminación acústica de los visitantes o la utilización correcta de los senderos. Esto podrían ser potenciales impactos negativos sobre la vegetación y fauna asociada al lugar (Ferrer, 2003).

10. Forestal Mininco (Trongol Alto)

Antecedentes generales

Forestal Mininco es un sitio de plantación de *Pinus radiata* y se encuentra en Trongol Alto, en la Cordillera de La Costa entre las regiones del Bío Bío y la Araucanía, Chile (37°34' S; 73°12' O). Las medias anuales de precipitación y temperatura correspondientes a esta localidad son 1444 mm y 11,5 °C, respectivamente.

Descripción florística

Plantación de *Pinus radiata* (>25 años) abandonada. Bajo estos árboles (<5 m) la vegetación nativa es escasa, predominando especies como *Aristolelia chilensis*, *Chusquea quila*, *Gevuina avellana*, *Lomatia ferruginea*, *Lomatia hirsuta* y *Nothofagus obliqua*. El estrato inferior o sotobosque (<2 m) está compuesto por *Berberis* sp., *Chusquea quila*, *Desfontaenia spinosa*. Presenta un estrato inferior o sotobosque (<2 m) compuesto por *Berberis* sp., *Chusquea quila*, *Desfontaenia spinosa*, *Gaultheria* sp. y *Persea lingue*. El sotobosque (<0,5 m) está compuesto por plántulas de *Berberis* sp., *Chusquea quila*, *Desfontaenia spinosa*, *Gaultheria* sp.

Perturbaciones

Forestal Mininco posee extensas plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucaliptus globulus* en la zona, las cuales resultan del reemplazo del bosque nativo.

11. Reserva Costera Valdiviana

Antecedentes generales

La Reserva Costera Valdiviana es un proyecto de la ONG The Nature Conservancy, el cual contempla la conservación de un área privada de 50829,82 ha localizada en las comunas de Corral y La Unión (39 ° 57' S; 73 ° 34' O), provincia de Valdivia, Región de Los Ríos (Reserva Costera Valdiviana, 2018). Fue creada en el año 2003 y dentro de la zona de protección se encuentran 35 km. De borde costero y una red hídrica de aproximadamente 970 km (Reserva Costera Valdiviana, 2018). Esta Reserva es uno de los remanentes más extensos de selva tropical templada austral en el sur de Chile, alcanza una altitud de 1084 metros en el cerro Mirador (Lara et al., 1999 en Reserva Costera Valdiviana, 2018) y se caracteriza por elevadas precipitaciones, las que superan los 1500 mm en las zonas bajas y registran una media anual de 4250 mm en las zonas altas (Barichivich, 2005 en Reserva Costera Valdiviana, 2018), con medias anuales de precipitación de 2177 mm y 10,5°C de temperatura (CR2, 2018).

Descripción florística

Plantación de *Eucaliptus globulus* (>15 años) abandonada. Bajo estos árboles, la vegetación nativa ha formado un bosque renoval (<5 m) compuesto principalmente por *Drimys winteri* y *Gevuina avellana*. Otras especies asociadas, pero en menor abundancia son *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata*, *Lomatia ferruginea*, *Rhaphithamnus spinosus*. Presenta un estrato inferior (<2 m) compuesto por *Berberis sp.*, *Desfontaenia spinosa* y *Chusquea quila*. El sotobosque (<0,5 m) está compuesto por plántulas de *Drimys winteri* y *Chusquea quila* junto a helechos y musgos.

Perturbaciones

En la Reserva se presenta un complejo mosaico de hábitat, que comprende rodales nativos de crecimiento anterior y de crecimiento secundario, y un hábitat transformado de *Eucalyptus globulus* plantados hace 12-20 años y actualmente abandonadas. En estos hábitats transformados la estructura y composición, por ejemplo, del sotobosque es diferente al hábitat nativo (Salazar y Fontúrbel, 2016).

REFERENCIAS ANEXO 2

Centro Recreativo Las Cascadas. 2018. Visitado el 22 de junio de 2018.

URL: <http://www.centrorecreativo.cl/>

Corporación Nacional Forestal, CONAF. 2018. Parque Nacional Puyehue. Visitado el 15 de junio del 2018.

URL: <http://www.conaf.cl/parques/parque-nacional-puyehue/>

Centro de la Resiliencia y el Clima (CR)². 2018. Explorador climático. Visitado el 12 de junio del 2018.

URL: <http://explorador.cr2.cl/>

Cingolani, A., Noy-Meir, I., Renison, D., Cabido, M. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18: 253–271.

Di Castri, F., Hajek, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universidad Católica de Chile. 128 p.

Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. y Ledec, G. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Eco-regiones Terrestres de América Latina y el Caribe. Banco Mundial. Washington DC, USA.

Ferrer, D. 2003. Conservación de la naturaleza y territorio en Chile. El Parque Nacional Torres del Paine y su área de influencia socioeconómica. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid. 670 pp.

Forestal Mininco. 2018. Visitado el 22 de junio de 2018.

URL: <http://www.forestalmininco.cl/>

Fundación Huilo-Huilo. Reserva biológica. Visitado el 20 de julio del 2018.

URL: <https://huilohuilo.com/>

Lépez, P. 1998. Estudio Fitosociológico del “Parque Oncol” (Valdivia, Chile). Tesis Ing. For. Valdivia. Universidad Austral de Chile. Fac. de Cs. Forestales. 97p.

Lunt, I.D., Eldridge D. Morgan, J., Bradd, G. 2007. A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 55: 401–415.

Municipalidad de Río Bueno. 2018. Inauguración de parque Paumayén en Rucatayo alto. Visitado el 10 de junio del 2018.

URL: <http://www.muniriobueno.cl/v2/?p=1012>

Otavo, S., Echeverría, C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 924–935.

Parque Nacional Nahuelbuta, Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2018. Visitado el 14 de junio del 2018.

URL: <http://www.conaf.cl/parques/parque-nacional-nahuelbuta/>

Parques Selva valdiviana. Parques y reservas naturales de la región de Los Ríos. Visitado el 1 de julio del 2018. URL: <http://www.parques-selvaldiviana.cl/index.php/parques/destino-valdivia-corrал/parque-oncol>

Parra, M., Acuña, K., Corcuera, L., Rodríguez, R. 2012. Presencia de la familia Hymenophyllaceae (Pteridophyta) en el Parque Katalapi, Cordillera de Quillaie, Provincia de Llanquihue, Chile. *Gayana Bot.* 69(2): 384-387.

Parque Katalapi. 2018. Visitado el 21 de junio del 2018.

URL: <http://www.parquekatalapi.cl/Quienes-Somos.18.0.html>

Pereira, I. 2007. Micobiota liquenizada del Parque Katalapi, X Región, Chile. *Gayana Botánica* 64: 192-200.

Pliscoff, P., Luebert, F. 2004. Clasificación de pisos de vegetación y análisis de representatividad ecológica de áreas propuestas para la protección en la Ecorregión Valdiviana. World Wildlife Fund, Comisión Nacional del Medio Ambiente, The Nature Conservancy Valdivia, Chile.

Pliscoff, P., Tecklin, D., Farías, A., Sáez, J. 2004. Análisis de Paisaje de Conservación para la Cordillera de la Costa de la Región de los Lagos. WWF, Chile.

Puerto Varas.org. 2018. Visitado el 22 de junio de 2018.

URL: <https://puertovaras.org/beneficios/las-cascadas/>

Reserva Costera Valdiviana. 2018. Visitado el 20 de junio del 2018.

URL: <http://www.reservacosteravaldiviana.cl/es/quienes-somos>

Reyes-Díaz, M., Alberdi, M., Piper, F., Bravo, L., Corcuera, L. 2005. Low temperature responses of *Nothofagus dombeyi* and *Nothofagus nitida*, two evergreen species from South Central Chile. *Tree Physiology* 25:1389-1398.

Román B., Nahuelhual, L. 2009. Áreas protegidas públicas y privadas en el sur de Chile. *Estudios y Perspectivas en Turismo* 18: 490–507.

Salazar, D.A., Fontúrbel, F.E. 2016. Beyond habitat structure: Landscape heterogeneity explains the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) occurrence and behavior at habitats dominated by exotic trees. *Integrative Zoology* 11: 413–421.

Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation* 13: 373–393.

Teillier, S., Macaya-Berti J., Bonnemaïson, C., Delaunoy, J., Marticorena, A. 2013. Contribución al conocimiento de la flora vascular de la Reserva Biológica Huilo Huilo, Región de Los Ríos, Chile. *Gayana Botanica* 70: 2.

Torres-Dowdall, J., Suarez, G. 2007. Materiales utilizados por el Picaflor Rubí (*Sephanoides sephanioides*) para la construcción de nidos en la selva Valdiviana, Chile. *Ornitología Neotropical* 18: 433–437.

Wolodarsky-Franke, A., Díaz, S. 2011. Cordillera de Nahuelbuta. Reserva mundial de biodiversidad. Valdivia: WWF.

Zumelzu, L. 2014. “Neltume, de una economía maderera a enclave del turismo de conservación: Una aproximación a las transformaciones económicas y socioambientales 1990- 2010” Tesis de la Universidad Austral de Chile, Valdivia.