

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TITULO

EL ROL DE LA VEGETACIÓN ACOMPAÑANTE EN EL MOVIMIENTO DE
CEROGLOSSUS CHILENSIS EN LAS PLANTACIONES DE PINO ADULTAS,
JOVENES Y BOSQUE MAULINO

LIA RUSSEK MATHIEU

SANTIAGO-CHILE
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TITULO

EL ROL DE LA VEGETACIÓN ACOMPAÑANTE EN EL MOVIMIENTO DE
***CEROGLOSSUS CHILENSIS* EN LAS PLANTACIONES DE PINO ADULTAS,**
JOVENES Y BOSQUE MAULINO

THE ROLE OF ACCOMPANYING VEGETATION IN *CEROGLOSSUS CHILENSIS*'S
MOVEMENT IN ADULT, YOUNG PINE PLANTATIONS AND MAULINO FOREST

LIA ANANDA RUSSEK MATHIEU

Santiago, Chile
2016

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

MEMORIA DE TITULO

**EL ROL DE LA VEGETACIÓN ACOMPAÑANTE EN EL MOVIMIENTO DE
CEROGLOSSUS CHILENSIS EN PLANTACIONES DE PINO JÓVENES**

Memoria para optar al título profesional de
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

LIA RUSSEK MATHIEU

Calificaciones

Profesor Guía

Audrey Grez V. 7,0
Licenciada en Biología, Mg. Sc.

Profesores Evaluadores

Gabriela Lankin V. 7,0
Ingeniera Agrónoma, M.S. Ph. D.

Rodrigo Fuster G. 7,0
Ingeniero Agrónomo, M.S. Dr.

Santiago, Chile - 2016

AGRADECIMIENTOS

Agradezco inmensamente a mis padres por su enorme interés y participación a lo largo de todo mi desarrollo personal. Por confiar en que mí para que cree mí propio camino, pero estando siempre presentes por si necesito su apoyo incondicional.

A mi Profesora Guía, Audrey Grez, por estar siempre presente, por exigirme para que dé lo mejor de mí, por tenerme paciencia y por darme los mejores consejos y enseñanzas a través de todo el proceso de mi memoria. Les agradezco, tanto a ella como al Profesor Javier Simonetti, la confianza que pusieron en mí y las oportunidades que me han brindado.

Agradezco al FONDECYT 1140657: “Rewilding after clearcutting: a missing step for forest sustainability”, por hacer realidad este proyecto. Y a la empresa Forestal Masisa por permitir el acceso a sus propiedades para la realización de esta investigación.

A mis amigos de la universidad, por estar siempre ahí, aunque a veces distraigan del propósito. Gracias por darme los mejores años dentro de esta facultad e incalculables historias que contar. Especial énfasis en la Karin, porque no pudo habérsela jugado más en nuestra amistad. También a la Caracola, porque compartimos codo a codo la experiencia de la memoria. A la Camila, por su última pincelada al escrito y al Panchito, por su ayuda cartográfica. Finalmente, al Luchin, por recordarme en todo momento la importancia de cumplir las metas.

Al Queules Group: gominola, estropajo y fávorit, por los increíbles momentos, las quiero a morir. Y por supuesto a mi amigo Ronny Zúñiga, por ser el mejor jefe de terreno, por enseñarme el valor del esfuerzo y por estar siempre dispuesto a ayudar. También a la Ely por su apoyo y su contagiosa risa, así como a todos los estudiantes del LEAF por su buena onda y compañerismo.

Finalmente, pero no menos importante, les debo un gran agradecimiento a todos los estadísticos que se involucraron de forma desinteresada en mi memoria: Horacio Bown, Sergio Alvarado, Leonardo Epstein y Américo Contreras, por su inmensa ayuda y tiempo dedicado.

INDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCION	5
MARCO TEORICO.....	8
HIPOTESIS Y OBJETIVOS	13
Hipótesis.....	13
Objetivo general	13
Objetivos específicos.....	13
MATERIALES Y METODOS	14
Lugar de estudio	14
Materiales	15
Métodos	16
Captura de <i>C. chilensis</i>	16
Toma de datos.....	16
Movimiento de <i>C. chilensis</i> en los distintos hábitats.	16
Selección de hábitat por <i>C. chilensis</i>	17
Análisis de datos	18
Movimiento de <i>C. chilensis</i> en los distintos hábitats.	18
Selección de hábitat por <i>C. chilensis</i>	18
RESULTADOS.....	20
Movimiento de individuos de <i>C. chilensis</i> en los distintos hábitats.....	20
Selección de hábitat por <i>C. chilensis</i>	21
DISCUSION	23
CONCLUSIONES	27
BIBLIOGRAFIA	28

RESUMEN

El movimiento de individuos en paisajes fragmentados depende de la complejidad estructural del ambiente ajeno, la que en matriz forestal dependería de la presencia de vegetación acompañante (VA) en las plantaciones que la conforman. La presencia de VA generaría un menor desplazamiento y movimientos más circulares, los que resultan en una mayor permanencia en un hábitat que ofrece mayor estabilidad microclimática, mayor oferta de recursos y mayor disponibilidad de micro-sitios para oviposición, hibernación y refugios. El bosque Maulino de Chile central es un ecosistema único por su gran endemismo y biodiversidad. Hoy se encuentra altamente reducido y fragmentado, rodeado principalmente por plantaciones de pino radiata (*Pinus radiata* D. Don). En este bosque habita *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae), insecto depredador epígeo especialmente susceptible a la fragmentación del hábitat. En plantaciones de pino adultas este insecto prefiere aquellas con VA (sotobosque), donde desarrolla un menor desplazamiento y movimientos más circulares. Sin embargo, se desconoce su conducta de colonización hacia plantaciones jóvenes con y sin VA, hábitats frecuentes en el paisaje forestal de Chile central. En este trabajo se evaluó el movimiento de *C. chilensis* en bosque nativo con VA (BN), plantaciones de pino adultas con VA (PA) y plantaciones jóvenes con (PJC) y sin VA (PJS). Además, se evaluó la selección de hábitat al exponerlos en el borde entre estos hábitat. Los datos fueron tomados entre marzo y julio del 2015, en Trehualem, Región del Maule. En cada tipo de hábitat se liberaron, individualmente, 40 adultos de *C. chilensis* y su movimiento fue seguido durante 30 minutos, registrándose su posición cada 30 segundos. A partir de cada trayectoria de movimiento se estimó el desplazamiento neto, la distancia total, el tiempo de movilidad, el promedio de largo de paso y el promedio de ángulos de giro. La selección de hábitat fue medida en exclusiones de 10 x 3 m que contenían dos tipos de hábitat: BN – PJC o PA – PJC. En el límite entre ambos hábitats se liberaron, en 14 oportunidades, 20 individuos marcados; luego de 24 y 48 h se recapturaron con trampas Barber en los extremos de cada hábitat, anotando el tipo de hábitat elegido. Posteriormente, se removió la VA de las plantaciones jóvenes y se repitió el experimento. El desplazamiento neto ($H_{(3, 160)} = 103,05$, $p < 0,001$), la distancia total ($H_{(3, 160)} = 95,67$, $p < 0,001$), el tiempo de movilidad ($H_{(3, 160)} = 88,11$, $p < 0,001$) y el promedio de largo del paso ($H_{(3, 160)} = 47,23$, $p < 0,001$) de *C. chilensis* fueron significativamente mayores en las plantaciones jóvenes sin VA que en los otros hábitat, en tanto el promedio de ángulos de giro fue significativamente menor en este hábitat en comparación con los hábitat con VA ($F_{(3, 160)} = 14,29$, $p < 0,001$). La selección de plantaciones jóvenes fue significativamente mayor cuando estas tenían VA ($p < 0,001$), independientemente del hábitat adyacente ($p = 0,99$). Estos resultados confirman que la

presencia de VA en las plantaciones jóvenes de pino luego de ser cosechadas aumentaría la probabilidad de colonización y permanencia de *C. chilensis* en este tipo de hábitat. La complejidad estructural que otorga la VA generaría condiciones más adecuadas para *C. chilensis* en la matriz conformada por plantaciones de *P. radiata*, colaborando a su conservación en el bosque Maulino fragmentado.

Palabras claves: Fragmentación, conectividad, movimiento, vegetación acompañante, carábido, *Ceroglossus chilensis*.

ABSTRACT

Individual's movement in fragmented landscapes depends on the structural complexity of the matrix. In pine forested matrix, this movement would depend in the presence of accompanying vegetation in a pine matrix. When there is AV in the matrix, movement is rather circular and with slow rates, resulting in a longer permanency in the matrix, which is a source of resources, microclimate stability, and microsites for shelter, hibernation and oviposition. The Maulino forest, in central Chile, is a unique ecosystem due to its great endemism and biodiversity. Nowadays it is highly reduced and fragmented, surrounded by pine plantations (*Pinus radiata* D. Don). *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae), a flightless predator insect, lives in this forest and it is very susceptible to habitat fragmentation. In adult pine plantations, this insect prefers the ones with developed AV (understory), where it has lower displacement and rather circular movements. Nevertheless, its colonization behavior in young pine plantations with and without AV is unknown. Young pine plantations are frequent habitats in the forested landscape of central Chile. In this study, we evaluated the movement of *C. chilensis* in native forest (BN), adult pine plantations with AV (PA), and young pine plantations with (PJC) and without (PJS) AV. Furthermore, we evaluated the habitat selection between those habitats. Data were taken between March and June 2015, in Trehualemu, Maule Region, Chile. In each kind of habitat we released and followed, individually, 40 adults of *C. chilensis*, recording every 30 seconds its position during 30 minutes. Out of each trail, we estimated the net displacement, total distance, time spent moving, the mean step-length and mean turning angles. The habitat selection was measured in 10 x 3 meters exclusions, including two habitats: BN – PJC or PA – PJC. In the limit between the two habitats of each exclusion, we released, in 14 opportunities, 20 marked individuals; after 24 and 48 hours we recaptured them in Barber traps, and noted the chosen habitat. Afterwards, we cut the AV from the PJC and repeated the experiments. Net displacement ($H_{(3, 160)} = 103.05$, $p < 0.001$), total distance ($H_{(3, 160)} = 95.67$, $p < 0.001$), time spent moving ($H_{(3, 160)} = 88.11$, $p < 0.001$), and the mean step-length ($H_{(3, 160)} = 47.23$, $p < 0.001$) were significantly higher in young pine plantations without AV than in the other three habitats. On the other hand, mean turning angles was significantly lower in young pine plantations without AV than in all other habitats ($F_{(3, 160)} = 14.29$, $p < 0.001$). The selection of young pine plantations was significantly higher when they had AV ($p < 0.001$), regardless the adjacent habitat ($p = 0.99$). These results suggest that favoring AV growth in young pine plantations after harvesting would increase the probability of *C. chilensis* recolonization and permanence in this habitat. The structural complexity offered by AV in a young pine plantation matrix would give adequate conditions for *C. chilensis* to be conserved in the fragmented Maulino forest.

Keywords: Fragmentation, connectivity, movement, accompanying vegetation, carabids, *Ceroglossus chilensis*.

INTRODUCCIÓN

La fragmentación del hábitat genera impactos en los procesos ecológicos a escala de paisaje (Forman, 1995; Harrison y Bruna, 1999; Fahrig, 2003). La división de un hábitat continuo en varios fragmentos rodeados por una matriz estructural y funcionalmente distinta puede generar resistencia al movimiento de las especies a través del paisaje, particularmente de las especialistas de hábitat (Lindenmayer y Fischer, 2006). Ello puede generar inestabilidades severas, pudiendo aumentar la probabilidad de extinción de las especies o afectar sus dinámicas poblacionales con consecuencias en su abundancia y distribución, (Santos y Tellería, 2006; San Vicente y Valencia, 2012). Por lo anterior, la conservación de especies en un paisaje fragmentado depende tanto de la mantención de los fragmentos, como de la posibilidad de que los individuos se muevan entre los parches remanentes, conformando metapoblaciones viables (Simonetti et al., 2002; Acosta-Jamett et al., 2003).

Para aumentar la probabilidad de movimiento y sobrevivencia en el paisaje se requiere de una disminución del contraste entre los parches de hábitat remanente y la matriz (Goodwin y Fahrig, 2002a; Bowler y Benton, 2005; Fahrig, 2007; Nathan et al., 2008; Prevedello y Vieira, 2010). Por ello, entender cómo la estructura de la matriz que rodea a los fragmentos remanentes genera permeabilidad al movimiento animal es clave para la conservación de fauna en paisajes fragmentados (Fahrig, 2007; Matthysen, 2012).

En Chile central, el bosque Maulino es un ecosistema único, considerado como uno de los centros de mayor biodiversidad y endemismo (34%) del mundo (Armesto et al., 1997; Myers et al., 2000; Frene y Núñez, 2010), donde confluyen especies del bosque esclerófilo y del bosque templado austral (Saavedra y Simonetti, 2001; Grez et al., 2003; Echeverría et al., 2006). Chile posee la mayor cantidad de bosque templado a nivel Sud-americano entre las latitudes 35 y 36°S de la cordillera de la costa (Donoso, 1993; CONAF et al., 1999) y es considerado un “hotspot” para la conservación de la biodiversidad (Myers et al. 2000), conteniendo especies como el Queule (*Gomortega keule*) y el Pitao (*Pitavia punctata*) declaradas Monumento Natural.

El crecimiento exponencial de la demanda de productos derivados de la madera ha generado, en el periodo 2000-2010, un incremento en el área de plantaciones forestales a una tasa de cambio de 3,23% anual en Sud-américa, lo que representa una tasa superior a la mundial, la que alcanza un 2,09% anual (FAO, 2011). Específicamente, en la zona central de Chile, las plantaciones forestales ocuparon, al año 2000, un 36% de la superficie, mientras que el bosque nativo fue reducido en un 67% entre los años 1975 y 2000 (Echeverría et al., 2006). Este, al estar rodeado principalmente de plantaciones de pino Monterey (*Pinus radiata* D.

Don), ha experimentado un acelerado proceso de pérdida de hábitat, fragmentación y aislamiento que ha conllevado importantes reducciones en la abundancia y diversidad de las especies que lo habitan (Simonetti, 2006).

La adopción de medidas de manejo forestal juegan un rol preponderante al momento de reducir la pérdida de biodiversidad y cumplir con los estándares medioambientales y sociales propuestos a nivel internacional (Harrison et al., 2000; O'Hara, 2001). Esto, se encuentra en concordancia con lo establecido en el Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020 de la Convención de Diversidad Biológica (UN, 2010) que dispone que para el 2020 las “áreas agrícolas, acuícolas y forestales serán manejadas de forma sustentable, asegurando la conservación de la biodiversidad”. Dentro de estas medidas, trabajos recientes tanto correlacionales como experimentales, han mostrado que la mantención del sotobosque dentro de plantaciones de pino adultas favorece la presencia de poblaciones de mamíferos, coleópteros epigeos y rinocríptidos (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Grez, 2005; Vergara y Simonetti, 2006; Estades et al., 2012; Simonetti et al., 2013; Cerda et al., 2015). Esto coincide con lo que ocurre en otras regiones del mundo como España, Australia, Nueva Zelanda y Argentina (Lindenmayer y Hobbs, 2004; Aturi et al., 2005; Brockerhoff et al., 2008; Lantschner et al., 2008; Pawson et al., 2008).

En Chile, *Ceroglossus chilensis* Eschscholtz (Figura 1), un carábido endémico no volador de entre 26 y 29 mm de largo, es un depredador diurno asociado a los bosques de *Nothofagus*, como el bosque Maulino (Briones y Jerez, 2007; Henríquez et al., 2009; Cerda et al., 2015). Se ha documentado que los carábidos son buenos bioindicadores de ambientes perturbados (Rainio y Niemelä, 2006). Esto debido a que, al ser depredadores, están entre los grupos tróficos más sensibles a la fragmentación de hábitats y, si sus poblaciones son afectadas, muy probablemente ello podría generar efectos en cascadas hacia el resto del ecosistema (Ewers y Didham, 2006). Sumado a esto, *C. chilensis* es un insecto epígeo, cualidad que lo hace más sensible a la fragmentación por sus bajos rangos de dispersión (Riecken y Raths, 1996).



Figura 1: Adulto de *Ceroglossus chilensis*

La vegetación acompañante (VA) corresponde a aquella vegetación que crece espontáneamente, ya sea herbácea o arbustiva, nativa o exótica, y que no es aquella predominante en el área (Calderón, 2014). Al encontrarse bajo un dosel como el del bosque

nativo o plantaciones de pino adultas, la VA compone el sotobosque. Sin embargo, esta vegetación también puede crecer sin presencia de un dosel, como sucede en las plantaciones jóvenes de pino donde se desarrolla de forma simultánea a las plántulas, subsecuentes a la tala rasa. Recientemente, se ha demostrado que la presencia de VA en plantaciones de pino adultas es fundamental para la permanencia de *C. chilensis* en el hábitat. Ello está modelado, al menos en parte, por su movimiento, dado que individuos ubicados en el borde entre plantaciones de pino adulta con y sin VA eligieron significativamente más aquella con VA. Además, estos insectos se mueven más lenta y tortuosamente en plantaciones adultas con alta cobertura de VA que en aquellas con baja cobertura de VA, lo cual se asocia a una mayor comodidad dentro del hábitat con VA (Donoso, 2011; Cerda et al., 2015). La preferencia por este hábitat puede deberse a una mayor disponibilidad de micrositios para oviposición, hibernación y refugios ante depredadores así como a la mayor estabilidad microclimática (Brose et al., 2003; Magura et al., 2005). Sin embargo, se desconoce si la presencia de VA aumentaría de igual forma la calidad de las plantaciones jóvenes de pino, incrementando la probabilidad de recolonización de este hábitat tras ser cosechado y replantado. En ese sentido, esta memoria se enfoca en estudiar el rol de la VA en el movimiento de *C. chilensis* dentro de las plantaciones jóvenes, evaluando si la presencia de VA resulta en una mayor probabilidad de seleccionar las plantaciones jóvenes, ya sea desde el bosque Maulino o desde las plantaciones adultas de pino y si dentro de estos hábitat con VA los movimientos son más lentos y circulares.

MARCO TEÓRICO

La dispersión dentro del paisaje (emigración, tránsito e inmigración) es ampliamente reconocida como un proceso clave para la ecología, evolución y conservación biológica (Clobert et al., 2004; Bullock et al., 2002). Esta es requerida por las especies por diversos motivos, entre los que se encuentra la adquisición de recursos, la evasión de depredadores u otros precursores de mortalidad, la evasión de la competencia (dispersión natal) y la generación de interacciones sociales conespecíficas en caso de necesidad de reproducción u otros fines (Ims y Yoccoz, 1997; Johnson et al., 2002; Rothermel y Semlitsch, 2002; Clobert et al., 2004; Phillips et al., 2004; Bélisle, 2005; Hernandez y Laundre, 2005). Para facilitar la dispersión dentro de un paisaje fragmentado, se requiere de parches de hábitat nativo que actúen como fuentes de dispersión de flora y fauna nativa así como conectividad entre ellos (Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer y Cunningham, 2013). Sin embargo, esta conectividad va a depender de la estructura espacial del paisaje fragmentado, la cual modula el movimiento de la fauna según la heterogeneidad de sus tipos de cobertura (Johnson et al., 2002; Rothermel y Semlitsch, 2002; Phillips et al., 2004; Bélisle, 2005; Hernández y Laundre, 2005). Hoy en día, dada la creciente tasa de fragmentación, se ha revelado la acuciante necesidad de conocer y predecir el efecto de estos cambios sobre el movimiento animal (Collinge, 2000).

Los patrones de movimiento pueden ser utilizados para comprender la percepción y la respuesta de los animales hacia la heterogeneidad estructural del ambiente en que están inmersos (Mader et al., 1990; Loreau y Nolf, 1994; With, 1994; Turchin, 1998). Cada especie toma distintas decisiones ante los riesgos y beneficios que le representa un tipo de cobertura, generando patrones que sirven como clave para determinar su capacidad de persistencia dentro del ambiente a largo plazo (den Boer, 1981; Norberg et al., 2002). Es por esto que, para potenciar la conservación de las especies a través del tiempo, se requiere de un entendimiento profundo de los mecanismos de dispersión de las especies en relación a su hábitat (Macdonald y Johnson, 2001; Merckx et al., 2003). Esta información, que identifica las dinámicas de uso de suelo en ambientes fragmentados, es fundamental para la generación de líneas y estrategias prioritarias de conservación (Sawyer et al., 2011; Zeller et al., 2012).

La dispersión corresponde a un fenómeno que ocurre a escala de paisaje, por lo que una primera aproximación hacia su estudio es el análisis de la capacidad de la especie de recolonizar de un parche ajeno o uno que ha sido recientemente perturbado (Beier y Noss, 1998). Dicha capacidad es especie específica y puede predecirse al estudiar del efecto del tipo de cobertura sobre la tortuosidad del movimiento de los individuos y su respuesta en los bordes entre dos hábitats (McIntyre y Wiens, 1999; With et al., 1999; Hein et al., 2004).

Cuando los animales se mueven en tipos de cobertura hostiles, con riesgos de inanición, deshidratación o depredación, su trayectoria de movimiento tiende a ser lineal y a mayor velocidad para minimizar el tiempo de estadía en esa cobertura (Cant et al., 2005; Haynes y Cronin, 2006). Este tipo de movimiento difiere de la conducta rutinaria, lenta, explorativa y tortuosa que se muestra en un hábitat de alta calidad en el que se busca permanecer (Goodwin y Fahrig, 2002b; van Dick y Baguette, 2005; Haynes y Cronin, 2006; Fahrig, 2007). Sin embargo, para que una especie pueda colonizar o atravesar un ambiente ajeno (matriz) se requiere de una respuesta positiva ante el borde entre hábitats, es decir, que al momento de percibir un borde, este no represente una barrera para su movimiento (Haynes y Cronin, 2006).

Las plantaciones de pino radiata del sur de Chile pueden adquirir cierta complejidad estructural al contar con VA bajo su dosel. Este está conformado por las mismas especies que componen la VA del bosque nativo adyacente, con alrededor de 85 especies vegetales, en su mayoría nativas (Ramírez et al., 1984; Eguiguren, 1995). Bajo plantaciones de pino estas especies crecen como matorral secundario y están compuestas por especies nativas como *Cryptocarya alba* y *Aristotelia chilensis*, *Peumus boldus*, *Persea lingue* y *Luma apiculata*, así como de especies exóticas como *Rubus ulmifolius* (Saavedra, 2005; Poch y Simonetti, 2013). Estudios de movimiento, abundancia y sobrevivencia de *C. chilensis* sugieren que plantaciones adultas de pino con VA son un hábitat preferido por esta especie, donde permanecen y sobreviven más en relación a una plantación adulta sin VA, y pueden ser un hábitat secundario para este carábido (Cerdeira et al., 2015).

El efecto que genera la presencia de VA bajo el dosel de pino sobre *C. chilensis* no es un hecho aislado en las plantaciones forestales de Chile. Estudios en otros insectos muestran que una diversidad de estos prefieren plantaciones forestales con mayor desarrollo estructural, en especial aquellas con VA nativa, donde se puede encontrar una fauna de insectos similar a la del bosque nativo (Escobar et al., 2005; Briones y Jerez, 2007; Berndt et al., 2008; Taboada et al., 2008; Pawson et al., 2008, 2009, 2010, 2011). En el caso de pequeños mamíferos, la complejidad estructural que confiere la VA a las plantaciones parece ser de mayor relevancia que su composición, mostrándose una alta correlación entre la abundancia de especies como *Abrothrix longipilis*, *Abrothrix olivaceus*, *Octodon bridgesi* y *Thylamys elegans* y la densidad de la VA o de residuos forestales (Saavedra y Simonetti, 2005). Los mamíferos medianos (*Leopardus guigna*, *Conepatus chinga* y *Pudu puda*) también prefieren plantaciones con VA desarrollada, donde encuentran refugio para sí mismos o de sus presas (Simonetti et al., 2013). La VA en plantaciones de pino también es indicador de la riqueza y abundancia de aves (Vergara y Simonetti, 2004). Algunas de ellas, como las granívoras e insectívoras de suelo o de la VA (*Sturnella loyca*, *Sicalis luteola* y *Rhopospina alaudinus*), son incluso más abundantes en las plantaciones de pino con VA que

en el bosque nativo (Estades y Temple, 1999; Estades et al., 2012). En anfibios, *Telmatobufo bullocki* ha sido encontrado en plantaciones de pino rodeado con densa vegetación y alejado hasta 90 m de su hábitat nativo (Escobar et al., 2005; Donoso et al., 2010). En términos generales, la presencia de complejidad estructural, ya sea generada por desechos forestales o por VA nativa o exótica, favorece la biodiversidad al proporcionar un espectro de recursos disponibles mucho mayor al de una plantación simple, acogiendo gran cantidad de especies (Lindenmayer y Hobbs, 2004; Simonetti, 2015).

Debido a lo anterior, es que considerar a todos los ambientes desprovistos de bosque nativo como homogéneos, sin vida y como una barrera al movimiento, podría conllevar a una omisión de alternativas potenciales de conservación (Ricketts, 2001). Promover una matriz que facilite el movimiento de organismos a través del paisaje ha tenido buena acogida dentro de la sociedad. Un ejemplo es la matriz de ensamblajes de hidrófitas persistentes en Chiloé (i.e., *Sphagnum spp.* and *B. magellanica*; Van Breemen 1995), ambiente de gran valor para la localidad, pero que inhibe el movimiento del chucao (*S. rubecula*) en el paisaje. Esta iniciativa se llevó a cabo de forma consensuada con los pobladores, con los cuales se acordó permitir el crecimiento natural de vegetación secundaria para así aumentar la conectividad del paisaje para el chucao (Castell y Sieving, 2006). Lo mismo sucede con las plantaciones forestales adultas, las que tras años de ser llamadas “desiertos verdes”, hoy en día, tras un manejo más amigable con la biodiversidad, son más apreciadas por la sociedad (Simonetti, 2015). Por otro lado, es importante destacar que la mantención de la VA en plantaciones forestales adultas le significa a la industria forestal una estrategia de conservación de muy bajo costo, al no verse influenciadas las ganancias ni el nivel de producción, dado que la VA no conforma una amenaza al rendimiento de las plantaciones una vez adultas (Simonetti, 2015).

La matriz generada por la industria forestal, sin embargo, no está compuesta únicamente por plantaciones adultas. En Chile, el método de cosecha de estas plantaciones es mediante tala rasa, reconocida como el volteo en una temporada de todos los árboles de un área definida (Reglamento técnico del D.L. 701., D.S. N°193 de 1998). Para esto, se utiliza maquinaria que genera ruido y un gran arrastre de material, entre ellos nidos, cuevas y madrigueras. Junto con eso, se producen gases tóxicos provenientes de los combustibles, afectando la vegetación y la hojarasca. Esto genera efectos sobre la fauna nativa que utiliza las plantaciones como hábitat secundario o transitorio. Las aves y mamíferos pequeños pierden sus nidos y refugios, sin embargo, muchas veces su alta capacidad de movimiento les permite encontrar nuevos hábitats. La pérdida de vegetación y hojarasca afecta la población de invertebrados, los que a su vez son el alimento de roedores y aves. Posterior a la tala rasa se hace un ordenamiento de desechos y se prepara el suelo, dejándolo inhabitable por periodos que pueden ser

prolongados, hasta que el hábitat es recolonizado, comenzando generalmente por pequeños mamíferos o aves que aniden en el suelo (FAO, 1995).

Según el mismo reglamento mencionado en el párrafo precedente, tras la cosecha se deben establecer prescripciones técnicas y medidas de protección ambiental y de cuencas hidrográficas necesarias para proteger el suelo, flora, fauna, cursos y masas de agua. Sin embargo, en diversos informes de fiscalización de la Corporación Nacional Forestal (CONAF), pre-auditorías y auditorías realizadas a las empresas forestales en el marco de la certificación forestal “Forest Stewardship Council” (FSC) (Smartwood, 2008, 2010; Woodmark, 2009) y en monitoreos independientes (AIFBN, 2008) se observa que esta prescripción rara vez se cumple (Frene y Núñez, 2010).

Si bien existen medidas para minimizar el impacto de las áreas de talas rasas, como respetar su tamaño máximo, forma y cercanía a la vegetación nativa (Lindenmayer y Hobbs, 2004), el proceso de su recolonización tras plantar pinos jóvenes ha sido escasamente investigado. Permitir la permanencia de la VA en las plantaciones jóvenes para promover la complejidad estructural de la matriz podría significar ciertas pérdidas en el ámbito económico al comprometer la producción de madera o celulosa (Lindenmayer y Hobbs, 2004). Estas implicancias se deben a que “la maleza” (toda vegetación que no corresponde a las plántulas de pino) es considerada un vector de plagas y una competencia sobre la luz, agua y nutrientes para las plántulas durante sus primeros dos años, que repercute en un menor crecimiento en las plantaciones si no son controladas (Lewis et al., 1993; Izquierdo, 1995; Kogan y Figueroa, 1999; Álvarez et al., 2004). Sin embargo, también es reconocido que al cosechar las plantaciones, dejando la superficie descubierta de vegetación, se produce una mayor escorrentía superficial durante eventos de lluvia (Iroumé et al., 2006) movilizándose partículas desde el suelo hasta los cursos de agua erosionando el suelo, especialmente en laderas con pendientes mayores a 30% (Frene y Núñez, 2010). Por otro lado, a pesar de que durante los primeros años la maleza significa una competencia para *P. radiata* sobre los contenidos de nitrógeno mineral, a largo plazo se ha estipulado que hacer un control parcial sobre estas permite que la maleza restante retenga de nitrógeno favoreciendo el crecimiento de la plantación a largo plazo (Smethurst y Nambiar, 1989).

Chile es signatario del Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD) a nivel internacional y debe cumplir su Plan Estratégico de la Biodiversidad para el 2020 (CBD, 2010). Dentro de las metas Aichi de este Convenio se estipula que para el 2020 las zonas destinadas a agricultura, acuicultura y silvicultura se gestionarán de manera sostenible, garantizándose la conservación de la diversidad biológica (Meta 7). Tener en cuenta estas normas de desempeño y de gestión ambiental, acarrea, además de estar en concordancia con la legislación pertinente al rubro, posibilidades de certificación ambiental, abriendo su competitividad tanto en el mercado nacional como internacional y asegurando el negocio a

largo plazo (Theobald et al., 2000; Revilla y Wiegand, 2008). En Chile, la amplia mayoría de empresas certificadas lo están bajo el sistema de certificación chilena homologada por PERF a nivel internacional (CERTFOR, 2007), así como una minoría están certificadas bajo el estándar internacional FSC directamente.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Hipótesis

Ceroglossus chilensis tiene un mayor desplazamiento y un movimiento más lineal en plantaciones jóvenes sin VA que en el bosque Maulino, plantaciones adultas y jóvenes con VA.

La probabilidad de que *C. chilensis* seleccione una plantación joven depende del desarrollo de VA en ellas. Así, cuando los individuos se ubiquen en el límite entre bosque nativo o plantaciones adultas con VA y plantaciones jóvenes con o sin VA, ellos colonizarán más las plantaciones jóvenes con VA que sin VA.

Objetivo general

Evaluar el efecto de la presencia de VA en el movimiento de *C. chilensis* y en la probabilidad de selección de hábitats vecinos en el bosque Maulino fragmentado.

Objetivos específicos

Comparar el movimiento de individuos de *C. chilensis* en distintos hábitats con y sin VA.

Evaluar la probabilidad de selección de hábitat de *C. chilensis* entre hábitats con y sin VA.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio

Este estudio fue realizado en el Sitio Prioritario para la Conservación “Quebradas de Tregualemu”, donde se encuentra la Reserva Nacional Los Queules rodeada de plantaciones comerciales de pino de distintas edades ($72^{\circ} 43' 55,59''\text{O} - 35^{\circ} 59' 37,12''\text{S}$ a $72^{\circ} 40' 46,34''\text{O} - 35^{\circ} 58' 5,27''\text{S}$, Figura 2). Los experimentos se realizaron en otoño y primavera del 2015, época en que *C. chilensis* alcanza las mayores densidades (Henríquez et al., 2009, Donoso, 2011; Cerda et al., 2015).

Dentro de este paisaje fragmentado se utilizaron cuatro distintos hábitat:

- 1) Bosque nativo (BN): Este hábitat presenta VA de forma natural. Para la realización de este estudio se usaron áreas con cobertura de VA mayor a 70%.
- 2) Plantaciones de pino adultas (PA): Se utilizaron plantaciones de aproximadamente 18 años de edad con una densidad de 80 pinos adultos/ha, que presentaban más de 70% de cobertura de VA.
- 3) Plantaciones jóvenes con VA (PJC): Fueron utilizadas plantaciones de pino de entre 2 y 4 años de edad, con una densidad de 120 pinos jóvenes/ha, a las que no se les había realizado control de maleza y cuya VA presentaba más de 70% de cobertura.
- 4) Plantaciones jóvenes sin VA (PJS): Fueron utilizadas plantaciones de pino de entre 2 y 4 años, con una densidad de 120 pinos individuos/ha, a las que se les había realizado control de maleza con herbicidas y/o cuya VA presentaba menos del 20% de cobertura.

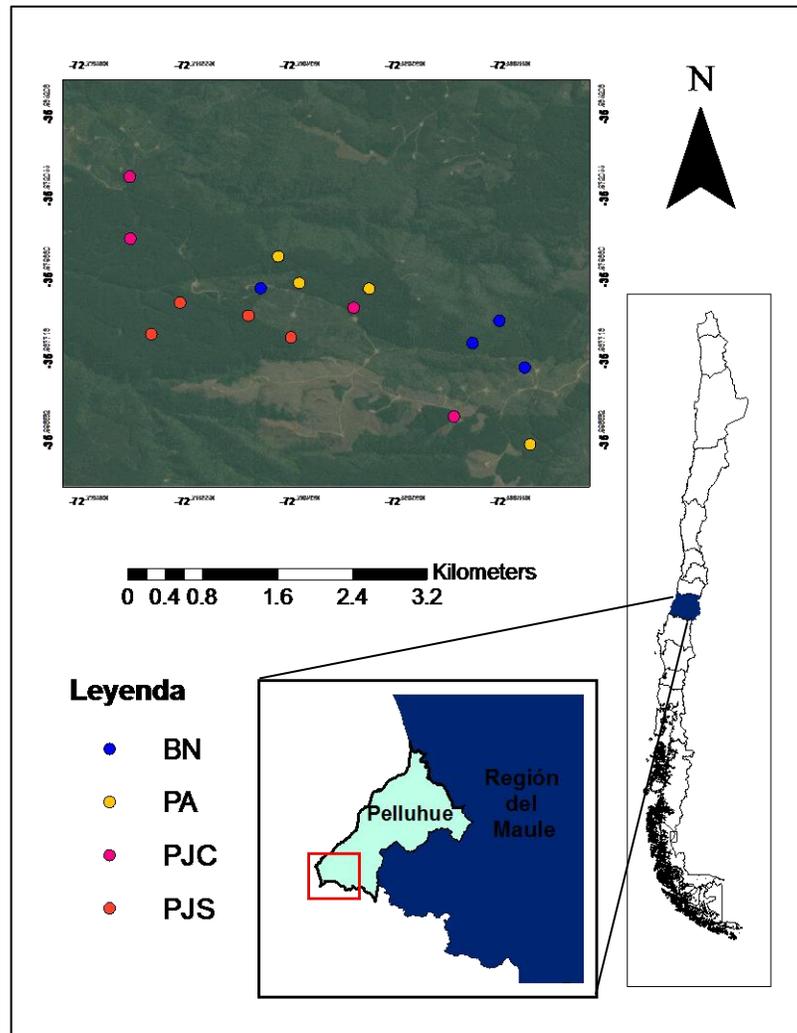


Figura 2: El sitio de estudio está ubicado en la comuna de Pelluhue, región del Maule. En la imagen de la izquierda se muestran los puntos de muestreo, representados por colores según el tipo de hábitat. Fuente: Elaboración propia.

Materiales

- Trampas de caída o Barber secas (diámetro 11 cm; profundidad 8 cm) para capturar *C. chilensis*.
- Mangas de riego con un ancho de 30 centímetros y palos de 1 m (1x2 basal), para delimitar las exclusiones y evaluar la selección de hábitat.
- Marcas de abeja reina.

-Cinta métrica, estacas y cronómetro para medir el movimiento de *C. chilensis* en los distintos hábitat.

Métodos

Captura de *C. chilensis*

Los *C. chilensis* necesarios para llevar a cabo los objetivos propuestos fueron recolectados en cuatro fragmentos pequeños de bosque nativo remanentes. Esto debido a que estudios previos han detectado que *C. chilensis* alcanza densidades particularmente altas en los fragmentos de pequeño tamaño (Grez, 2005; Henríquez et al., 2009). En cada uno de ellos fueron instaladas 100 trampas de caída o Barber secas, enterradas a nivel de suelo, dejándolas actuar por 72 hr bajo revisiones diarias. Todos los individuos capturados fueron marcados con una marca de abeja reina para poder identificarlos al momento de los experimentos y no confundirlos con otros individuos que pudieran estar presentes en los sitios de estudio u otros que ya hubiesen sido utilizados en los mismos experimentos.

Toma de datos

Movimiento de *C. chilensis* en los distintos hábitats. Fueron seleccionadas 16 parcelas experimentales de 40 x 40 m, según los criterios del FONDECYT 1140657¹, cuatro para cada tipo de tratamiento. En cada una de estas parcelas se liberó y siguió el movimiento de 10 *C. chilensis*, totalizando 40 individuos seguidos en cada tipo de hábitat. Los individuos fueron liberados individualmente en el centro de la parcela, de forma cautelosa para no generar influencias sobre su movimiento y se dejó transcurrir unos segundos antes de comenzar la toma de datos. Cada individuo fue seguido por 30 minutos, marcando con una banderilla numerada su ubicación cada 30 segundos. Una vez finalizado el tiempo, se midieron los ángulos de giro entre cada banderilla, la distancia total recorrida por el individuo (suma del largo de los pasos en una trayectoria), el desplazamiento neto de cada individuo (distancia entre el punto inicial y el final), el largo de paso (distancia recorrida en 30 segundos) y la duración de los períodos de movilidad (Figura 3). Para los ángulos de giro y el largo del paso se calcularon promedios por trayectoria (Turchin, 1998; Goodwin y Fahrig, 2002b; Cerda et al., 2015).

¹ FONDECYT 1140657: “Rewilding after clearcutting: a missing step for forest sustentability”. Investigador responsable: Javier A Simonetti; Co-investigadores: Audrey A Grez, Pablo M Vergara y Patricio Pliscoff.

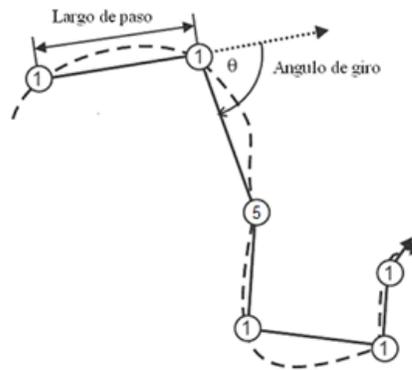


Figura 3: Representación gráfica del movimiento de un individuo. El número dentro de los círculos indica la cantidad de banderillas que acumula el insecto en ese espacio cada 30 segundos. La línea punteada es el recorrido real del individuo. Se muestra además la forma de calcular el ángulo de giro. Fuente: Goodwin y Fahrig (2002b).

Selección de hábitat por *C. chilensis*. Se seleccionaron áreas en las cuales dos tipos de hábitats colindaban: 1) Bosque nativo con VA y plantaciones jóvenes de pino con VA, 2) Plantaciones de pino adultas con VA y plantaciones jóvenes de pino con VA. En total se seleccionaron dos áreas para cada tipo de combinatoria de hábitats, con exposiciones diferentes para eliminar sesgos. En el límite entre los hábitats se instaló una exclusión de 3 m de ancho x 10 m de largo, extendida 5 m hacia el interior de cada uno de ellos. Cada exclusión fue delimitada con plástico para aumentar la probabilidad de recaptura de insectos. Hacia los extremos de cada exclusión (últimos 1,5 m) se dispusieron 25 trampas de caída o Barber secas abiertas y en los límites de la exclusión entre ambos hábitats (primeros 3,5 m) fueron instaladas 20 trampas inicialmente tapadas (Figura 4). Se liberaron 20 individuos de *C. chilensis* en el límite entre ambos hábitats y luego de 24 hr se revisaron las trampas abiertas, anotándose el número de individuos capturados en las trampas abiertas de cada hábitat. Luego, para la recaptura de los individuos, se abrieron las trampas ubicadas en el límite de la exclusión entre ambos hábitats y a las 24 hr fueron revisadas nuevamente. Aquellos individuos que cayeron luego de 48 hr en las trampas que se mantuvieron siempre abiertas, fueron también contabilizados. Este proceso fue repetido 14 veces por cada tipo de exclusión, con distintos individuos en cada ocasión, marcándolos con una marca de abeja reina para su identificación y así evitar confundirlos con individuos no experimentales o de otra repetición.

Una vez finalizado estos experimentos, a la sección de la exclusión con plantaciones jóvenes de pino con VA se le eliminó la vegetación, simulando VA de < 20% de cobertura y se repitieron los experimentos, 14 veces y con distintos individuos a los utilizados anteriormente.

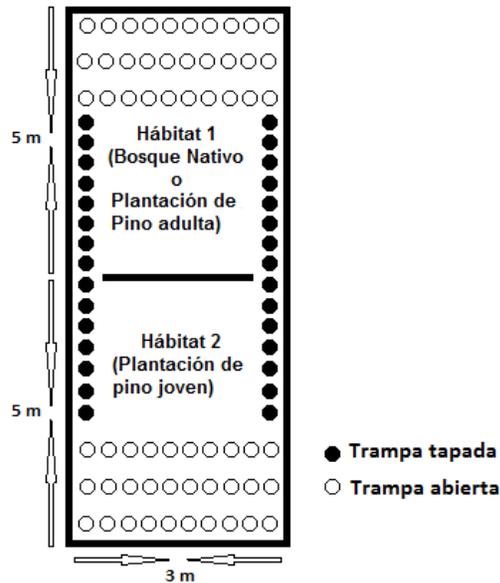


Figura 4: Representación de las exclusiones experimentales para evaluar la selección de hábitat. La línea continua central corresponde al límite entre ambos hábitats (bordes), donde fueron liberados los *C. chilensis*. La línea continua en los márgenes indica el límite de la exclusión, los círculos blancos son trampas de caída secas abiertas y los negros son trampas de caída secas cerradas la primera noche. Fuente: Elaboración propia.

Análisis de datos

Movimiento de *C. chilensis* en los distintos hábitats. Para evaluar si las variables de movimiento obtenidas a partir de las trayectorias difieren entre hábitats se realizó la prueba no paramétrica H de Kruskal-Wallis y posteriormente una prueba de comparaciones múltiples en STATISTICA 7.0. Para el análisis de los ángulos de giro se utilizó estadística circular. Se estimaron los ángulos promedio por trayectoria, por hábitat y el error estándar por hábitat. Para comparar el efecto de cada tipo de hábitat sobre los ángulos de giro, se realizó una prueba F de Watson-William, en Oriana 4.01 (Kovach Computing Services).

Selección de hábitat por *C. chilensis*. Inicialmente se evaluó la variabilidad entre réplicas mediante pruebas de heterogeneidad de Chi-cuadrado. Posteriormente, el efecto de la presencia de VA y tipo de hábitat colindante sobre la selección de hábitat se analizó en R Project mediante un modelo de regresión logística de errores binomiales y link logit (Ecuación 1) con posterior análisis de devianza de Chi-cuadrado (Hastie y Pregibon, 1992), considerando como variable respuesta el número de recapturas en cada hábitat (X_i) y como

variables independientes el tipo de hábitat colindante (T) y la presencia o ausencia de la VA (C). Con esto, se calculó la probabilidad (p) de selección de las plantaciones jóvenes con y sin VA (PJC, PJS) al estar junto a bosque nativo o plantaciones adultas (BN, PA; Ecuación 2).

Ecuación 1. Modelo de regresión logística.

$$\text{Modelo logit}(x_i) = \beta_0 + \beta_T + \beta_C$$

Ecuación 2. Probabilidad de recaptura en PJ según hábitat colindante.

$$P(\text{PJS con PA colindante}) = \frac{e^{\beta_0}}{1 + e^{\beta_0}}$$

$$P(\text{PJC con PA colindante}) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_C}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_C}}$$

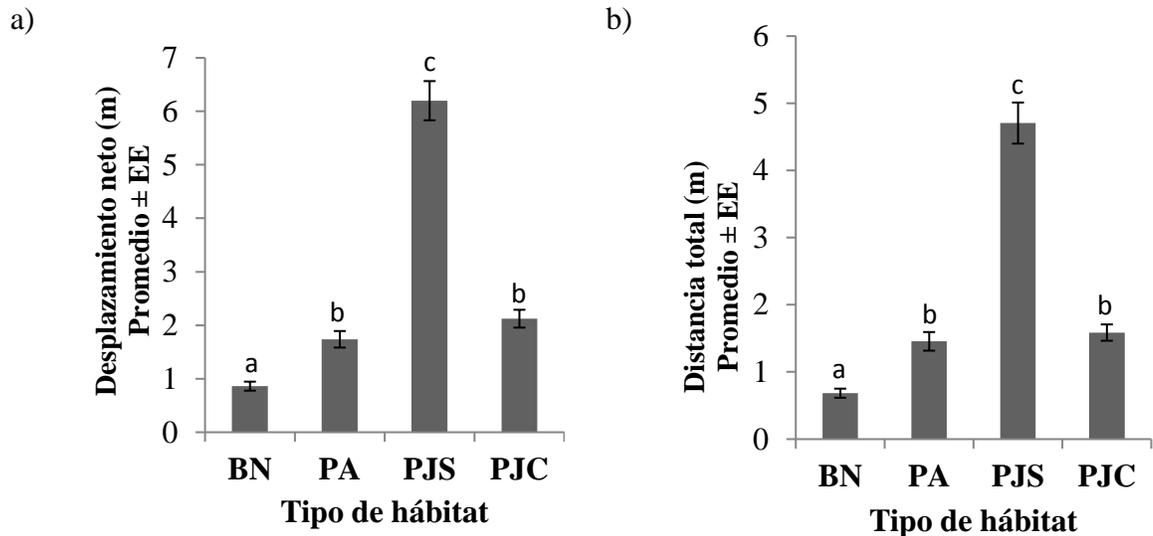
$$P(\text{PJS con BN colindante}) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_T}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_T}}$$

$$P(\text{PJC con BN colindante}) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_T + \beta_C}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_T + \beta_C}}$$

RESULTADOS

Movimiento de individuos de *C. chilensis* en los distintos hábitats.

El desplazamiento neto, la distancia total recorrida y el tiempo de movilidad de *C. chilensis* fueron significativamente mayores en las plantaciones jóvenes sin VA que en los demás hábitats (Desplazamiento neto, $H_{(3, 160)} = 103,05$, $p < 0,001$; Figura 5a; Distancia total, $H_{(3, 160)} = 95,67$, $p < 0,001$; Figura 5b; Tiempo de movilidad, $H_{(3, 160)} = 88,11$, $p < 0,001$; Figura 5c). El largo del paso promedio no varió significativamente entre las plantaciones jóvenes con y sin VA y plantaciones de pino adultas, sin embargo fue significativamente menor en bosque nativo ($H_{(3, 160)} = 47,23$, $p < 0,001$; Figura 5d). Los ángulos de giro promedio en el movimiento de *C. chilensis* fueron significativamente menores en las plantaciones jóvenes sin VA en comparación con las plantaciones jóvenes con VA, plantaciones adultas con VA, y bosque nativo con VA ($F_{(3, 160)} = 14,29$, $p < 0,001$; Figura 5e). Además, los ángulos de giro promedio fueron mayores ($> 45^\circ$ y $< 90^\circ$) y similares entre sí en el bosque nativo y plantaciones jóvenes con VA (Figura 5e).



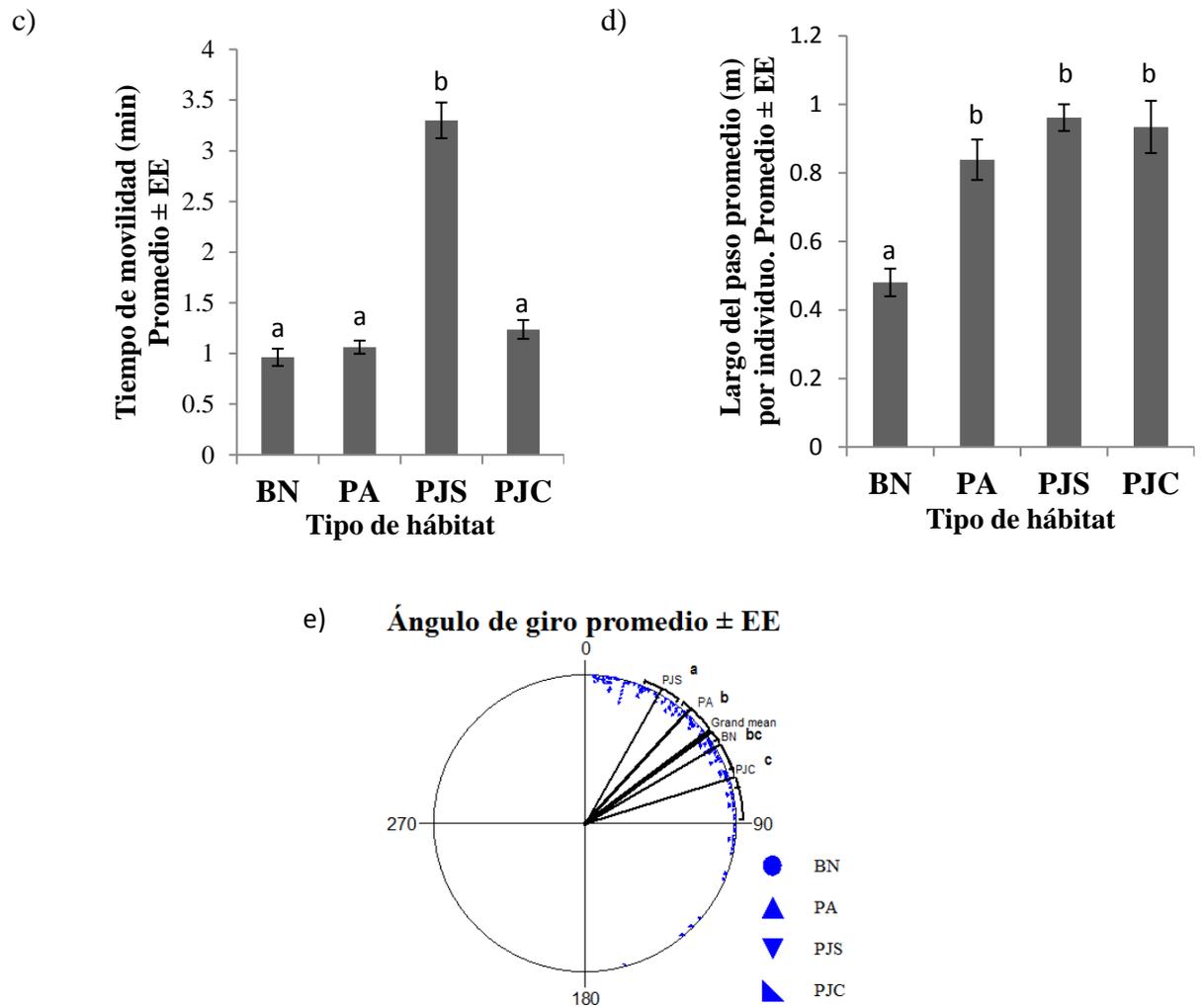


Figura 5. Variables de movimiento de *C. chilensis* estimadas a partir de las trayectorias en bosque nativo con VA (BN), plantaciones de pino adultas con VA (PA) y plantaciones jóvenes con (PJC) y sin (PJS) VA. a) Desplazamiento neto, b) Distancia total recorrida, c) Tiempo de movilidad, d) Largo del paso promedio, e) Ángulos de giro promedio. Las letras diferentes sobre las barras representan diferencias significativas según la prueba *a posteriori* de comparaciones múltiples ($p < 0,05$).

Selección de hábitat por *C. chilensis*.

El 64,12% de la variabilidad del efecto de la VA y hábitat colindante fue explicada por el modelo de regresión logística. El tipo de hábitat colindante no afectó significativamente la selección de hábitat por parte de *C. chilensis*, sin embargo hubo un efecto significativo de la presencia o ausencia de VA sobre la probabilidad de selección de plantaciones jóvenes (Cuadro 1). La probabilidad de seleccionar las plantaciones jóvenes cuando estas tenían VA fue de un $0,48 \pm 0,03$ cuando colindaban con bosque nativo y de un $0,48 \pm 0,02$ cuando colindaban con plantaciones de pino. Por otro lado, la probabilidad de seleccionar las plantaciones jóvenes cuando estas no tenían VA fue de un $0,26 \pm 0,02$ para ambos hábitats colindantes. En conjunto, la probabilidad de seleccionar las plantaciones jóvenes cuando estas tienen VA es de $0,48 \pm 0,02$, siendo significativamente mayor a la probabilidad de seleccionar las plantaciones jóvenes cuando estas no tienen VA, de $0,26 \pm 0,02$.

Cuadro 1. Resultados del modelo de regresión logística.

	Coefficiente	Pr(>Chi)
Presencia o ausencia de la VA	0,985161	0,001
Tipo de hábitat colindante	-0,002143	0,989

DISCUSIÓN

Este es el primer estudio que permite evaluar el rol de la VA como un elemento clave para la recolonización de *C. chilensis* hacia las plantaciones jóvenes de pino posterior a la tala rasa. Los resultados muestran que, al igual que en plantaciones adultas de pino sin VA (Cerdea et al., 2015), *C. chilensis* tiene un mayor desplazamiento y movimientos más lineales en plantaciones jóvenes de pino sin VA que en el bosque Maulino, plantaciones de pino adultas y jóvenes con VA. Además, estos resultados muestran que la selección de plantaciones jóvenes por parte de *C. chilensis* depende de la presencia de VA en ellas, seleccionando significativamente más aquellas con VA. Con ello, se confirman las dos hipótesis de este estudio.

Más precisamente, al comparar las trayectorias de movimiento de individuos entre los distintos hábitats se observa que estas difieren en función de la presencia o ausencia de VA. Los menores valores de desplazamiento neto y distancia total recorrida, sumado al menor tiempo de movilidad y mayores ángulos de giro de *C. chilensis* en bosque nativo, plantaciones de pino adultas y plantaciones jóvenes con VA, en comparación con plantaciones jóvenes sin VA, indican un movimiento de menor alcance, más lento y más tortuoso en todos los hábitats con VA. Este tipo de movimiento usualmente se da en hábitats benignos o de alta calidad (Jonsen y Taylor, 2000; Yang, 2000; Goodwin y Fahrig, 2002a; Brose et al., 2003; Estades y Escobar, 2005; Magura et al., 2005). Investigaciones previas en carábidos evidencian que a mayor complejidad estructural del hábitat los movimientos de estos insectos son más lentos y tortuosos debido a la mayor cantidad de micrositios para oviposición, hibernación y refugio (Brose et al., 2003; Magura et al., 2005). Otros estudios indican que este tipo de movimiento puede deberse a la dificultad que impondría el desarrollo estructural al movimiento de los insectos (Yang, 2000; Goodwin y Fahrig, 2002a; Thomas et al., 2006). Según estudios anteriores realizados con *C. chilensis*, la mayor calidad de hábitat para este estaría asociada a la presencia de VA por su protección contra la depredación y su función de regular las temperaturas (Donoso, 2011; Cerdeja et al., 2015). Puesto que la depredación de adultos es uno de los agentes más relevantes de mortandad en carábidos (Lövei y Sunderland, 1996), la VA estaría proporcionando una diferencia sustancial en la supervivencia de *C. chilensis*. Por otro lado, las áreas desprovistas de vegetación, como las plantaciones jóvenes sin VA, tienen mayores rangos de temperatura diarias (diferencia entre la temperatura máxima y mínima en 24 hr; Donoso, 2011). La temperatura es uno de los factores más influyentes sobre la biología y distribución de carábidos, debido principalmente a que las etapas tempranas de desarrollo no pueden ser completadas al exponerse a altas temperaturas (Kotze et al., 2011). La VA también aporta protección contra las precipitaciones, elemento que disminuye significativamente el movimiento de los carábidos

en los días de lluvias prolongadas (Baars, 1979). Lo anterior podría significar que los movimientos realizados en estos días ocurran dentro de un ambiente provisto de desarrollo vegetal, aventajando su colonización por sobre aquellos desprovistos de esta.

La fauna que habita en paisajes continuos o con matriz de alta calidad muestra una respuesta a los bordes muy leve, esto es, que al no percibir el límite entre ambos hábitats, actúa como si este no existiese, ampliando su distribución (Fahrig, 2007). Esto sería lo que ocurre con *C. chilensis* cuando se enfrenta a la selección de hábitats entre bosque nativo o plantaciones adultas con VA, frente a una matriz que también tiene VA. En estos casos, los carábidos no mostraron diferencias significativas en el hábitat elegido. En cambio, cuando la matriz no tenía VA, esta fue significativamente menos seleccionada que cuando tenía VA ($p < 0,001$), independientemente de cual fuese el tipo de hábitat colindante a la matriz, bosque nativo o plantación adulta con VA. Ello sugiere que un factor relevante de esta selección es la presencia o ausencia de la VA. Ambos resultados, tipo de movimiento y selección de hábitat, han validado el importante rol que desempeña la VA y dan una mejor idea de los factores que determinan la colonización de nuevos ambientes por parte de *C. chilensis*.

A pesar de que *C. chilensis* prefirió por igual el bosque nativo o plantaciones adultas cuando estas tenían VA, existen antecedentes que podrían implicar que el bosque nativo es el hábitat preferencial para *C. chilensis*. El desplazamiento neto, la distancia total y el largo del paso de *C. chilensis* mostraron valores significativamente inferiores en el bosque nativo en comparación al resto de los hábitats. Esto se debe probablemente a dos factores, humedad y complejidad estructural. Al comparar los valores de humedad a nivel de suelo entre los distintos hábitat, el bosque Maulino es el que presenta los valores más altos (Donoso, 2011). La presencia de vegetación, de lluvias y de bajas temperaturas son los factores clave para la presencia de humedad a nivel de suelo (Kotze et al., 2011). Según Lövei y Sunderland (1996), los carábidos pueden ser los primeros colonizadores de un hábitat si cuentan con un nivel suficiente de humedad. Entre otras funciones, la humedad constante es fundamental para el desarrollo de los embriones, pudiendo disecarse en caso de no contar con esta (Kotze et al., 2011). En cuanto a la complejidad estructural, el bosque nativo presenta una cantidad significativamente mayor de hojarasca que los otros hábitats de estudio (Donoso, 2011). Según los resultados de movimiento de este trabajo, la complejidad única que aporta el bosque Maulino, ya sea por su aporte en refugios para hibernación y oviposición como por su impedimento al movimiento (Yang, 2000; Goodwing y Fahrig, 2002a; Brose et al., 2003; Magura et al., 2005; Thomas et al., 2006), conforman el hábitat primario y de preferencia de *C. chilensis*. De hecho, allí es donde *C. chilensis* alcanzó sus mayores abundancias durante el mismo periodo del presente estudio. Se midió la abundancia de *C. chilensis* en bosque nativo, plantaciones de pino adultas y jóvenes con y sin VA (Figura 6), encontrándose significativamente más individuos en el bosque nativo que en los otros tres hábitats.

Asimismo, a pesar de no mostrar diferencia significativa, se encontró el doble de individuos en la matriz de plantaciones de pino adulto y joven con VA en comparación a las plantaciones jóvenes sin VA (C. Mansilla, datos no publicados²).

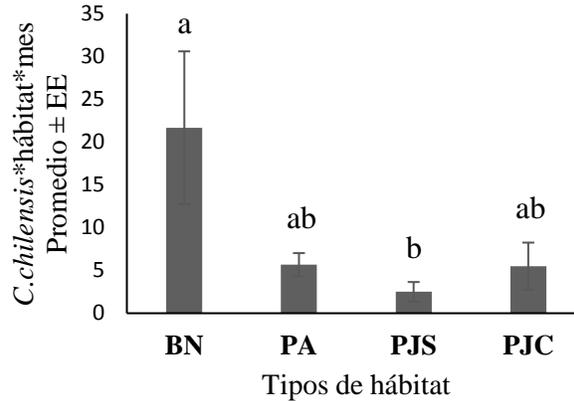


Figura 6. Promedio de *C. chilensis* por trampa por mes en los hábitats que componen el paisaje fragmentado de bosque Maulino. Las siglas corresponden a los tipos de hábitat: bosque nativo con VA (BN), plantación adulta con VA (PA), plantación joven con VA (PJC) y plantación joven sin VA (PJS). Las letras diferentes sobre las barras representan diferencias significativas según la prueba *a posteriori* de comparaciones múltiples ($p < 0,05$). Fuente: Mansilla, datos no publicados.

Ambos resultados, de abundancia y movimiento, muestran que las plantaciones de pino jóvenes y adultas, a pesar de tener VA, no conforman una matriz que permita la permanencia de *C. chilensis* a largo plazo. Sin embargo, ambas matrices parecen adecuadas para cumplir con la función de conectar los parches remanentes de bosque Maulino manteniendo la metapoblación de *C. chilensis* viable. Como ya se indicó, la VA en plantaciones proporciona tanto protección contra la depredación, como un conjunto de condiciones abióticas de temperatura y humedad que proveen de un hábitat de mayor calidad para el tránsito de este carábido (Kotze et al., 2011; Donoso, 2011). Esto podría significar el éxito de dispersión de *C. chilensis* en el paisaje y por ende su persistencia a largo plazo dentro de un ambiente bajo constante fragmentación, lo que no ocurriría de igual forma en plantaciones jóvenes sin VA.

El incremento constante de la demanda de productos madereros, cuyos usos satisfacen las necesidades más elementales de la sociedad, ha generado una fuerte expansión de la industria forestal en Chile y en el mundo (FAO, 2011). En la zona central de Chile, este incremento de tierras destinadas a la silvicultura ha ido en desmedro de las áreas de bosque Maulino.

² Mansilla, C. Comparación del ensamble de coleópteros epígeos en el bosque Maulino, plantaciones de pino adulto y plantaciones jóvenes con y sin sotobosque. (Memoria de título por publicar).

Actualmente existen únicamente dos Reservas Nacionales para proteger este bosque que se encuentra distribuido en un área considerada mundialmente como “hotspot” para la conservación de la biodiversidad, con especies confluídas entre el bosque esclerófilo y el templado austral, conteniendo un endemismo del 34% (Armesto et al., 1997; Myers et al. 2000; Saavedra y Simonetti, 2001; Grez et al., 2003; Echeverría et al., 2006; Frene y Núñez, 2010). Es por ello que se deben buscar alternativas para disminuir el efecto de fragmentación, aislamiento y pérdida de hábitat que aqueja a esta zona, lo que podría lograrse mediante la mantención de la VA en las plantaciones (Simonetti et al., 2006).

Un modelo forestal sustentable debe incrementar y optimizar los beneficios sociales, ambientales y económicos provenientes de los bienes y servicios generados por los ecosistemas forestales, integrando el uso productivo con la conservación de nuestros recursos naturales (Lindenmayer y Hobbs, 2004). Como se ha visto en estudios previos (Simonetti, 2015), la VA dentro de las plantaciones adultas parece ser un elemento clave para la conservación, al facilitar la conectividad entre los parches aislados. Los resultados de este estudio, sin embargo, muestran que la VA no solo es importante en las plantaciones de pino adultas sino que componen un elemento fundamental en la recolonización de plantaciones jóvenes por parte de *C. chilensis*. Esta evidencia sugiere promover estudios direccionados a probar el aporte de la VA en las plantaciones jóvenes para otras especies indicadoras de ambientes perturbados, aumentando así los incentivos para llevar a cabo esta herramienta de conservación. Debido a que el 5° Informe Nacional de Biodiversidad de Chile realizado por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA) indicó que para el 2014 la meta Aichi número 7 se encontraba en un nivel de avance medio-bajo y que en términos generales el 85% de las 20 metas Aichi tienen un desempeño bajo o medio-bajo, es que nace la necesidad de actualizar la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB) del 2003. En ella es clave la generación de información científica que permita tanto establecer estrategias de gestión sostenible en el ámbito de la silvicultura como generar criterios más específicos para la certificación nacional e internacional (ENB, 2003; Lindenmayer y Hobbs, 2004). Se suma a lo anterior la iniciativa del MMA (2013) de establecer incentivos positivos para potenciar dichas estrategias y así disminuir la presión de los sectores productivos sobre los recursos naturales. Se recalca, asimismo, la importancia de la cooperación público-privada en estas materias, debido a que las áreas protegidas no aseguran la mantención de la fauna nativa en el tiempo al no abarcar las dimensiones necesarias para su conservación a nivel de paisaje (Simonetti et al., 2002).

CONCLUSIONES

Ceroglossus chilensis tiene un mayor desplazamiento y movimientos más lineales en plantaciones jóvenes sin VA que en el bosque Maulino, plantaciones adultas y jóvenes de pino con VA. Además, *C. chilensis* selecciona con mayor probabilidad una plantación joven con VA que cuando no la tiene. Ambos resultados corroboran las hipótesis de este estudio y sugieren que una matriz compuesta por plantaciones de pino jóvenes con VA promovería la dispersión de *C. chilensis* a través del paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Jamett, G. y J. Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1135-1151.
- Acosta-Jamett, G.; J. Simonetti; R. Bustamante y N. Dunstone. 2003. Metapopulation approach to assess survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forest of central Chile: a theoretical model. *Mastozoología Neotropical*, 10(2): 217-229.
- Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo (AIFBN). 2008. Informe de Monitoreo Forestal. Valdivia, Chile. 8p.
- Álvarez, J; R. Venegas y C. Pérez. 2004. Impacto de la duración y geometría del control de malezas en la productividad de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en cinco ecosistemas del sur de Chile. *Bosque*, 25(2): 57-67.
- Armesto, A.; P. León y M. Arroyo. 1997. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. (pp. 71–92). En: Armesto, J.; C. Villagrán y M. Arroyo. (eds.). Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 470p.
- Aturi, J.; C. de Pablo; P. de Agar; M. Scmithz y F. Pineda. 2005. Effects of management on understory diversity in the forest ecosystems of Northern Spain. *Environmental Management*. 34: 819–828.
- Baars, M. 1979. Patterns of movement of radioactive Carabid beetles. *Oecologia*, 44: 125-140.
- Beier P. y R. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6): 1241- 1252.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, 86(8): 1988–1995.
- Berndt, L.; E. Brockerhoff y H. Jactel. 2008. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. *Biodiversity Conservation*, 17(5): 1171-1185.

Bowler, D. y T. Benton. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behavior to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80(2): 205-225.

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

Brockerhoff, E.; H. Jactel; J. Parrotta y S. Ferraz. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301: 43-50.

Brockerhoff, E.; H. Jactel; J. Parrotta; C. Quine y J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17: 925-951.

Brose, U.; N. Martínez y R. Williams. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology*, 84(9): 2364-2377.

Bullock, J.; R. Kenward y R. Hails. 2002. Dispersal ecology: 42nd symposium of the British Ecological Society. Oxford, UK: Cambridge University Press. 480p.

Calderón, C. 2014. Operaciones en repoblaciones forestales: vegetación existente. Madrid, España: Ediciones paraninfo. 193p.

Cant, E.; A. Smith; D. Reynolds y J. Osborne. 2005. Tracking butterfly flight paths across the landscape with harmonic radar. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences*, 272(1565): 785-790.

Castellón, T. y K. Sieving. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic AV bird. *Conservation Biology*, 20(1): 135-145.

CBD (Convention on Biological Diversity). 2010. Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi targets. Montreal Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal.

Cerda, Y.; A. Grez y J. Simonetti. 2015. The role of understory on the abundance, movement and survival of *Ceroglossus chilensis* in pine plantations: an experimental test. *Journal of Insect Conservation*, 19(1): 119-127.

CERTFOR (Sistema Chileno de Certificación de Manejo Forestal Sustentable). 2007. Estándar CERTFOR de manejo forestal sustentable para plantaciones. Santiago, Certfor, 28p.

Clobert, J.; R. Ims y F. Rousset. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal. (cap. 13, pp. 307–335). In: Hanski, I. y O. Gaggiotti (eds.). *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. London, UK: Academic Press. 696p.

Collinge, S. 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology*, 81(8): 2211-2226.

CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. 1999. Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. Santiago, Chile. 89p.

Den Boer, P. 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, 50(1):39-53.

Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Santiago, Chile: Universitaria.

Donoso, D. 2011. Demografía, movimiento y diversidad genética de *Ceroglossus chilensis* en el bosque Maulino fragmentado. Tesis Doctorado en Ciencias, Mención en Ecología y Biología Evolutiva. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 148p.

Donoso, D.; C. Correa; P. Henríquez; N. Lagos y M. Méndez. 2010. Amphibia, Anura, Calyptocephalellidae, *Telmatobufo bullocki* Schmidt, 1952: distribution extention, habitat use and geographic distribution map. *Journal of Species List and Distribution*, 6(2):298-300.

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

Eguiguren, F. 1995. Caracterización florística del Sotobosque en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don de la provincia de Arauco, VIII Región. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 85p.

ENB, Estrategia Nacional de Biodiversidad. 2003. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.

Escobar, M.; C. Estades; M. Falcy and M. Vukasovik. 2005. Geographic distribution. *Telmatobufo bullocki* (Bullock's Frog). *Herpetological Review*, 36(1): 77.

Estades, C. y M. Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. (cap 4, pt. 38, pp. 600-616) En: Smith-Ramírez, C., Armesto, J. y Valdovinos,

C. (eds.). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 708p.

Estades, C. y S. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2): 573-585.

Estades, C.; A. Grez y J. Simonetti. 2012. Biodiversity in Monterrey pine plantations. (cap. 4, pp. 78-98). In: Simonetti, J., Grez, A., Estades, C. (eds.). Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Santiago, Editorial Universitaria. 156p.

Ewers, R. y R. Didham. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology*, 43: 527- 536.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487- 515.

Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human altered landscapes. *Functional Ecology*, 21: 1003-1015.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1995. Impacto Ambiental de las Prácticas de Cosecha Forestal y Construcción de Caminos en Bosques Nativos Siempreverdes de la X Región de Chile. Roma, FAO.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2011. State of the world's forests FAO, Rome.

Forman, R. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3): 133-142.

Frene, C. y M. Núñez-Ávila. 2010. Hacia un nuevo modelo forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo*, 47(1): 25-35.

Goodwin, B. y L. Fahrig. 2002a. How does landscape structure influence landscape connectivity. *Oikos*, 99: 552-570.

Goodwin, B. y L. Fahrig. 2002b. Effect of landscape structure on the movement behaviour of a specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology*, 80(1): 24-35.

Grez, A. 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. (pt. 4, cap. 34, pp. 565-572). En: Smith-Ramírez, C.; J. J.

Armesto y C. Valdovinos. (eds.). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 708p.

Grez, A.; P. Moreno y M. Elgueta. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epígeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología*, 29: 9-18.

Harrison, S. y E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22: 225-232.

Harrison, S.; J.L. Herbohn; C.A. Tisdell y D. Lamb. 2000. Timber production and biodiversity tradeoffs in plantation forestry. (pp. 65-76). In: Harrison, S.R.; J.L.Herbohn y K.F. Herbohn. (eds.). Sustainable small-scale forestry: socio-economic analysis and policy. Cambridge, UK: Edward Elgar Publishing Ltd. 247p.

Hastie, T. y D. Pregibon. 1992. Generalized linear models. (pp. 195-247). In: Chambers, J. y Hastie, T. (eds.). Statistical models in S. Pacific Grove, CA: Wadsworth and Brooks/Cole. 450p.

Haynes, K. y J. Cronin. 2006. Interpatch movement and edge effects: the role of behavioural responses to the landscape matrix. *Oikos*, 113(1): 43–54.

Hein, S.; B. Pfenning; T. Hovestadt y J. Poethke. 2004. Patch density, movement pattern, and realised dispersal distances in a patch-matrix landscape – a simulation study. *Ecological Modelling*, 174(1): 411–420.

Henríquez, P.; D. Donoso y A. Grez. 2009. Population density, sex ratio, body size and fluctuating asymmetry of *Ceroglossus chilensis* (Carabidae) in the fragmented Maulino forest and surrounding pine plantations. *Acta Oecologica*, 35: 811-818.

Hernández, L. y J. Laundre. 2005. Foraging in the landscape of fear and its implications for habitat use and diet quality of elk *Cervus elaphus* and bison *Bison bison*. *Wildlife Biology*, 11(3): 215–220.

Ims, R. y N. Yoccoz. 1997. Studying transfer processes in metapopulations: Emigration, migration, and colonization. (pp. 247–265). In: Hansky, I y M. Gilpin (eds.) Metapopulation biology, ecology, genetics and evolution. San Diego, USA: Academic Press. 512p.

Iroumé, A.; O. Mayen y A. Huber. 2006. Runoff and peakflow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes*, 20(1): 37–50.

- Izquierdo, H. 1995. Control de malezas herbáceas durante el primer año de establecimiento de *Pinus radiata* D. Don en tres sitios de la IX Región. Memoria Ingeniero Forestal, Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 94p
- Johnson, C.; K. Parker; D. Heard y M. Gillingham. 2002. Movement parameters of ungulates and scale specific responses to the environment. *Journal of Animal Ecology*, 71(2): 225–235.
- Jonsen, I. y P. Taylor. 2000. Fine-scale movement behaviors of *calopterygid damselflies* are influenced by landscape structure: an experimental manipulation. *Oikos*, 88(3): 553-562.
- Kogan, M. y R. Figueroa. 1999. Interferencia producida por las malezas durante los dos primeros años en *Pinus radiata* D. Don. Bosque (Chile). *Bosque*, 20(1): 57-64.
- Kotze, J; P. Brandrnayr; A. Casale; E. Dauffy-Richard; W. Dekoninck; M. Koivula et al. 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. In: J. Kotze; T. Assmann; J. Noordijk; H. Turin y R. Vermeulen. Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, Ecological and Environmental Studies. Washington, USA: Pensoft Publishers. 573p.
- Lantschner, M.; V. Rusch y C. Peyrou. 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation*, 17(5): 969-989.
- Lewis, N., Ferguson, I. Sutton, W., Donald, D., Lisboa, B. 1993. Management of radiata pine. North Ryde, New south Wales, Australia: Inkata Press Pty Ltd/ Butterworth-Heinemann. 404p.
- Lindenmayer, D y S. Cunningham. 2013. Six principles for managing forest as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape Ecology*, 28: 1099-1110.
- Lindenmayer, D. y J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change, an ecological and conservation synthesis: changes in the behavior, biology and interactions of species. Washington, USA: Island Press. 352p.
- Lindenmayer, D. y R. Hobbs. 2004. Fauna conservation in Australia plantation forest – a review. *Biological Conservation*, 119: 151-168.
- Loreau, M. y C. Nolf. 1994. Spatial structure and dynamics of a population of *Abax ater*. (pp. 165-169). In: Desender, K.; M. Dufrene; M. Loreau; M. Lukk, y J. Maelfait. (eds.) Carabid beetles: ecology and evolution. Massachusetts, USA: Kluwer Academic Publishers. 492p.

- Lövei, G. y K. Sunderland. 1996. Ecology and behavior of ground beetles. (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41(1): 231-256.
- Macdonald, D. y D. Johnson. 2001. Dispersal in theory and practice: Consequences for conservation biology. (pp. 358–372). In: Clobert, J.; E. Danchin; A. Dhondt y J. Nichols. (eds.). Dispersal. Oxford, UK: University Press. 452p.
- Mader, H.; C. Schell y P. Kornaker. 1990. Linear barriers to arthropod movement in the landscape. *Biological Conservation*, 54(3): 209-222.
- Magura, T.; B. Tóthmérész y Z. Elek. 2005. Impacts of leaf-litter addition on carabids in a conifer plantation. *Biodiversity & Conservation*, 14(2): 475-491.
- Matthysen, E. 2012. The multiple causes of the dispersal process: Multicausality of dispersal: a review. (pt. 1 cap. 1, pp. 3-12). In: Clobert, J.; M. Baguette; T. G. Benton y J. M. Bullock. (eds.). Dispersal ecology and evolution. Oxford, Reino Unido. Oxford University Press. 461p.
- McIntyre, N. y J. Wiens. 1999. How does habitat patch size affect animal movement? An experiment with darkling beetles. *Ecology*, 80(7): 2261–2270.
- Merckx, T., van Dyck, H., Karlsson, B. y Leimar, O. 2003. The evolution of movements and behavior at boundaries in different landscapes: a common arena experiment with butterflies. *Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences*, 270(1596): 1815–1821.
- Ministerio del Medio Ambiente y Ministerio de Hacienda. 2013. Estrategia Nacional de Crecimiento Verde. Santiago, Chile. 96p.
- Myers, N.; R. Mittermeyer; C. Mittermeyer; G. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Nathan, R.; W. Getz; E. Revilla; M. Holyoak; R. Kadmon; D. Saltz y P. Smouse. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49): 19052-19059.
- Norberg, U.; K. Enfjall y O. Leimar. 2002. Habitat exploration in butterflies – an outdoor cage experiment. *Evolutionary Ecology*, 16: 1-14.
- Núñez-Ávila, M.; C. Frene y J. Armesto. 2010. Propuesta para la consolidación de una Red Chilena de Estudios Socio-Ecológicos de Largo Plazo. *Bosque*, 35(3): 467-474.

- O'Hara, K. 2001. The silviculture of transformation - a commentary. *Forest Ecology and Management*, 151: 81-86.
- Pawson, S., McCarthy, J., Ledger, N. y Didham, R. 2010. Density-dependent impacts of exotic conifer invasion on grassland invertebrate assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 47(5): 1053-1062.
- Pawson, S.; E. Brockerhoff y R. Didham. 2009. Native forest generalists dominate carabid assemblages along a stand age chronosequence in an exotic *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecology and Management*, 258: 108-116.
- Pawson, S.; E. Brockerhoff; E. Meenken y R. Didham. 2008. Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodiversity and Conservation*, 17(5): 1127-1148.
- Pawson, S.; E. Brockerhoff; M. Watt y R. Didham. 2011. Maximising biodiversity in plantation forest: Insights from long term changes in clearfell-sensitive beetles in a *Pinus radiata* plantation. *Biological conservation*, 144(12): 2842-2850.
- Phillips, M.; W. Clark; S. Nusser; M. Sovada y R. Greenwood. 2004. Analysis of predator movement in prairie landscapes with contrasting grassland composition. *Journal of Mammalogy*, 85(2): 187-195.
- Poch, T. y J. Simonetti. 2013. Insectivory in *Pinus radiata* plantations with different degree of structural complexity. *Ecological Management*, 304:132-136.
- Prevedello, J. y M. Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1205-1223.
- Rainio, J. y J. Niemelä. 2006. Comparison of carabid beetle (Coleoptera; Carabidae) occurrence in rain forest and human-modified sites in south-eastern Madagascar. *Journal of Insect Conservation*, 10: 219-228.
- Ramírez, C.; H. Figueroa; R. Carrillo y D. Figueroa. 1984. Estudio fitosociológico de los estratos inferiores en un bosque de pino. *Bosque*, 5(2): 65-81.
- Revilla, E. y T. Wiegand. 2008. Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), 19120-19125.
- Ricketts, T. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1): 87-99.

- Riecken, U. y U. Raths. 1996. Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 109-116.
- Rothermel, B. y R. Semlitsch. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16(5): 1324–1332.
- Saavedra, B. y J. Simonetti. 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria: Microbiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: their implications for biogeography and conservation. *Mammalia*, 65(1): 96-100.
- Saavedra, B. y J. Simonetti. 2005. Micromamíferos en fragmentos de bosque Maulino y plantaciones de pino de aledañas. (pt. 4, cap. 32, pp. 532-536). En: Smith-Ramírez, C. y C. Valdovinos. (eds.). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 708p.
- Saavedra, J. 2005. Prospección de especies nativas que crecen bajo un rodal adulto de *Pinus radiata* D. Don y *Cupressus macrocarpa* Hartw. y un rodal joven de *Eucalyptus globulus* Labill. Memoria Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. 39p.
- San Vicente, M. y P. Valencia. 2012. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica adentro de la dinámica territorial. *Polígonos, Revista de Geografía*, 16: 35-54.
- Santos, T. y J. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2): 3-12.
- Sawyer, S; C. Epps y C. Brashares. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48(3): 668-678.
- Simonetti, J. 2006. Conservación de biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque Maulino. (cap. 10, pp. 215-231). En: Grez, A. A.; J. A. Simonetti y R. Bustamante. (eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 232p.
- Simonetti, J. 2015. Ecología para la conservación de la diversidad biológica. *Revista Anales de la Universidad de Chile*, 7(8): 121-133.

- Simonetti, J.; A. Grez y C. Estades. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5): 1117-1121.
- Simonetti, J.; A. Grez y R. Bustamante. 2002. El valor de la matriz en la conservación ambiental. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 18(2-3-4): 116-118.
- Smartwood, 2010. Informe de Evaluación para la Certificación del Manejo Forestal de Forestal Mininco. Los Angeles, Chile. 22p.
- Smartwood. 2008. Informe de Evaluación para la Certificación del Manejo Forestal de Forestal Anchile. Código de certificación: SW-FM/COC-000222. Osorno, Chile. 36p.
- Smethurst, P. y E. Nambiar. 1989. Role of weeds in the management of nitrogen in a young *Pinus radiata* plantation. *New Forests*, 3: 203-224.
- Taboada, A.; D. Kotze; R. Tárrega y J. Salgado. 2008. Carabids of differently aged reforested pinewoods and a natural pine forest in a historically modified landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 9(2): 161-171.
- Theobald, D.; N. Hobbs; T. Bearly; J. Zack; T. Shenk y W. Riebsame. 2000. Incorporating biological information in local land-use decision making: designing a system for conservation planning. *Landscape Ecology*, 15(1): 35-45.
- Thomas, C.; N. Brown y D. Kendall. 2006. Carabid movement and vegetation density: Implication for interpreting pitfall trap data from split field trials. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113(1-4): 51-61.
- Turchin, P. 1998. Quantitative analysis of movement. Measuring and modeling population redistribution in animals and plants. Ilustrada. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. 396p.
- UN (United Nations). 2010. Convención de las Naciones Unidas por la diversidad biológica. Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, que incluye las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Montreal.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2014. Serie Notas de Política: Objetivos de Desarrollo Sostenible 1. Integrar las Metas de Biodiversidad de Aichi en los Objetivos de Desarrollo Sostenible. [en línea]. Gland, Suiza. 9p. Recuperado en: <https://cmsdata.iucn.org/downloads/aichi_targets_brief_spanish.pdf> Consultado el: 3 de febrero del 2016.

- Van Dick, H. y M. Baguette. 2005. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? *Basic and Applied Ecology*, 6(6):535-545.
- Vergara, P. y J. Simonetti. 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*, 38(4): 383-388.
- Vergara, P. y J. Simonetti. 2006. Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity and Conservation*, 15(12): 3937-3947.
- With, K. 1994. Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. *Landscape Ecology*, 9(1):25-36.
- With, K.; S. Cadaret y C. Davis. 1999. Movement responses to patch structure in experimental fractal landscapes. *Ecology*, 80(4): 1340–1353.
- Woodmark. 2009. Informe de pre-auditoría para la Certificación del Manejo Forestal de Forestal Valdivia, Forestal Arauco y Forestal Celco (incluida Cholguan). 6p.
- Yang, L. 2000. Effects of body size and plant structure on the movement ability of a predaceous stinkbug, *Podisus maculiventris* (Heteroptera: Pentatomidae). *Oecologia*, 125(1): 85-90.
- Zeller, K.; K. McGarigal y A. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6): 777–797.