

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE AGRONOMÍA

Memoria de Título

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino en la composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui).

XAVIERA PAZ DE LA VEGA PALLAMAR

Santiago, Chile

2007

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE AGRONOMÍA

Memoria de Título

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino en la composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui).

Effect of the Maulino forest fragmentation on the composition, species richness and abundance of nocturnal folivorous insects associated with *Aristotelia chilensis* (maqui).

XAVIERA PAZ DE LA VEGA PALLAMAR

Santiago, Chile

2007

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE AGRONOMÍA

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino en la composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui).

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

XAVIERA PAZ DE LA VEGA PALLAMAR

PROFESOR GUÍA

Calificaciones

Audrey A. Grez V.
Bióloga. M.Sc.

PROFESORES EVALUADORES

Cristián F. Estades M.
Ing. Forestal. Ph.D.

Alfredo E. Olivares E.
Ing. Agronomo. M.Sc.

Santiago, Chile

2007

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá por entregarme las herramientas para poder disfrutar de la vida y por su amor. A Roberto por su comprensión y apoyo. A mi papá y hermanos por la alegría de estar juntos.

A Bruno por su apoyo, comprensión y compañía y por nuestro amor que sigue creciendo.

A mi profesora guía, Audrey Grez, que con sus enseñanzas y calidez me permitió comprender y descubrir un mundo que hoy me apasiona. A Javier Simonetti por su motivadora forma de enseñar. A Cristian Estades por sus sugerencias.

A Danilo Cepeda y Marcelo Guerrero por su generosidad en la entrega de conocimientos entomológicos que me permitieron acercarme a este maravilloso mundo. A Mario Elgueta, Viviana Jerez y Luis Parra por su ayuda desinteresada en la identificación de insectos.

A Yuri Zuñiga porque sin su ayuda en terreno todo hubiera sido más difícil.

A mis amigas Loreto, Jessica, Andrea y María Paz por compartir juntas esta etapa.

A FONDECYT 1050745

INDICE

INTRODUCCIÓN	1
Hipótesis	3
Objetivo general	3
Objetivos específicos.....	3
MATERIALES Y METODOS	4
Lugar del estudio	4
Especie de estudio	5
Diseño experimental y muestro de insectos	5
Análisis Estadístico	6
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	8
Resultados.....	8
Resultados Generales.....	8
Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la abundancia de insectos defoliadores asociados a <i>Aristotelia chilensis</i>	13
Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la riqueza de especies de insectos defoliadores asociados a <i>A. chilensis</i>	22
Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición de especies de insectos defoliadores asociadas a <i>A. chilensis</i>	23
Efecto de la relación entre el área de los fragmentos de bosque nativo y la abundancia y riqueza de especies asociadas a <i>A. chilensis</i>	27
Discusión	28
CONCLUSIÓN	31
BIBLIOGRAFÍA	32

RESUMEN

La deforestación y fragmentación de los bosques nativos son una amenaza a la biodiversidad, alterando la biota e interacciones ecológicas. En el bosque Maulino, la herbivoría sobre *Aristotelia chilensis* (maqui) es negativamente afectada por la fragmentación del bosque, siendo mayor en el bosque continuo que en los fragmentos, particularmente a inicios de la temporada de crecimiento. Este fenómeno puede deberse a cambios en la dinámica de las poblaciones de defoliadores, esencialmente insectos. En este trabajo se evaluó la abundancia, riqueza de especies y composición de insectos defoliadores de actividad nocturna presentes en *A. chilensis* en un bosque continuo (600 ha) y en ocho fragmentos remanentes (0,4- 20 ha). Los muestreos se realizaron mensualmente, entre agosto de 2005 y febrero de 2006, en 32 ejemplares adultos de *A. chilensis* en el bosque continuo y en 32 ejemplares en los fragmentos. Los insectos fueron muestreados durante las 5 primeras horas después del anochecer. En cada árbol, durante 10 min se observaron todas las hojas de 5 ramas, colectando los insectos presentes. Además, se utilizó el método de sacudido de follaje y paraguas entomológico. Se colectaron 890 insectos defoliadores, pertenecientes a 17 familias y 77 especies de Coleoptera, Orthoptera y Lepidoptera. El 93,5% de las especies fueron identificadas a nivel de especie o morfoespecie, siendo todas nativas. La abundancia total no varió según el hábitat. Sin embargo, a nivel de orden, familia o especie hubo un efecto de la fragmentación taxón-dependiente. La riqueza de especies por árbol tampoco fue afectada por la fragmentación del bosque, aunque el número total de especies fue considerablemente mayor en los fragmentos que en el bosque continuo. La similitud de especies fue mayor dentro del bosque continuo que entre el bosque continuo y los fragmentos o que entre los fragmentos. A principios de la temporada (Septiembre), la abundancia de *Sericoides obesa*, insecto muy voraz, fue significativamente mayor en el bosque continuo que en los fragmentos. Al avanzar en la temporada, Chrysomelidae y *Sericoides viridis* se hicieron más abundantes en los fragmentos. Estos insectos serían los principales responsables de los patrones de defoliación de *A. chilensis* en el bosque Maulino.

Palabras claves: fragmentación del hábitat, insectos defoliadores, insectos nocturnos, *Aristotelia chilensis*, *Sericoides sp.*

ABSTRACT

In this work, the effect of the Maulino forest fragmentation on the abundance, species richness and composition of nocturnal defoliating insects associated with *A. chilensis* was evaluated. The insects were sampled every month, between August 2005 and february 2006, in 32 *A. chilensis* trees located in a continuous forest (600 ha) and in 32 trees from eight forest fragments (0,4- 20 ha). Sampling was carried out during the first 5 hours after dusk. 890 defoliating insects from 17 families and 77 species of Coleoptera, Orthoptera and Lepidoptera were collected. All species were native. The total abundance did not vary with habitat fragmentation. Nevertheless, at the ordinal, family or species level there was a taxon-dependent habitat fragmentation effect. The species richness per tree did not vary with forest fragmentation, though the total number of species was considerably higher in the forest fragments. The species similarity was higher within the continuous forest than between the continuous forest and fragments or between the fragments. At the beginning of the season (September), the abundance of *Sericoides obesa*, a very voracious folivorous species, was significantly higher in the continuous forest than in the forest fragments. Later in the season, Chrysomelidae and *Sericoides viridis* became more abundant in the forest fragments. These insects seem to be responsible of the defoliating patterns of *A. chilensis* at the Maulino forest.

Keywords: habitat fragmentation, defoliating insects, nocturnal insects, *Aristotelia chilensis*, *Sericoides sp.*

INTRODUCCIÓN

Los bosques a nivel mundial han sufrido un fuerte proceso de deforestación en la última mitad del siglo XX. Sólo durante la década entre 1990 y 2000, un 4% de la superficie de los bosques nativos del mundo se perdió (FAO, 2002). Además de la pérdida de superficie forestal, los bosques remanentes han sido fragmentados (Saunders *et al.*, 1991), siendo la deforestación y fragmentación del bosque nativo fenómenos a escala global que constituyen problemas ambientales apremiantes por su impacto negativo sobre la biodiversidad (Myers, 1988; Groom y Schumaker, 1993; FAO, 2002). La fragmentación del hábitat es el proceso mediante el cual una extensión continua de hábitat es dividida en dos o más fragmentos, lo que reduce el área de hábitat original y aísla las poblaciones de los hábitats remanentes (Wilcove *et al.*, 1986). En general, en paisajes fragmentados las especies tienen una mayor probabilidad de extinción debido a que los fragmentos remanentes, de tamaño pequeño, no serían capaces de mantener poblaciones viables. Además, al quedar aislados, tendrían una baja probabilidad de ser recolonizados. Por otra parte, en ellos aumenta la invasión de especies exóticas lo que alteraría la composición de especies e incrementaría aún más la probabilidad de extinción de las especies residentes (Kattan y Murcia, 2003). Estas ideas han surgido de las teorías de Biogeografía de islas de McArthur y Wilson (1967) y de Metapoblaciones de Levins (1969). La primera predice que las islas (o fragmentos de bosque) de mayor tamaño y más cercanas a la fuente de colonizadores (el "continente") tendrán un mayor número de especies que aquellas más pequeñas y más alejadas. Esta teoría supone también que las poblaciones serán de mayor tamaño en las islas de mayor área, y que por tanto su riesgo de extinción será más reducido. Por otro lado, las islas más cercanas al "continente" tendrán una mayor probabilidad de recibir inmigrantes de aquellas especies que se hayan extinguido y por lo tanto de ser recolonizadas. La segunda teoría postula que parches de mayor tamaño y más conectados entre sí favorecerían la persistencia de las poblaciones a través del intercambio de individuos entre parches. Por lo anterior, paisajes fragmentados deberían soportar poblaciones menos abundantes y comunidades menos diversas que ambientes continuos.

Los cambios en la identidad, diversidad o abundancia poblacional de las especies, producto de la fragmentación, pueden además alterar las interacciones ecológicas y los procesos ecosistémicos, componentes funcionales de la biodiversidad (*sensu* Noss, 1990). Por ejemplo, el cambio en la estructura comunitaria de insectos polinizadores luego de la fragmentación del Chaco Serrano Argentino, provocó cambios en el éxito reproductivo de las plantas (Aizen y Feinsinger, 1994a; Aizen y Feinsinger, 1994b).

Entre las interacciones ecológicas afectadas por la fragmentación del hábitat están las interacciones planta-animal como la herbivoría. Cambios en esta interacción son relevantes por cuanto pueden finalmente provocar cambios en la estructura del bosque (Ricklefs y Miller, 1999). Los escasos antecedentes de la literatura sugieren que, en general, la herbivoría disminuye con la fragmentación (e.g., Roland 1993; Benítez-Malvido *et al.*,

1999, Bresciano *et al.*, 1999; Benítez-Malvido, 2001; Arnold y Asquith, 2002; Vásquez *et al.*, 2007), lo que se debería a efectos depresores de la fragmentación sobre la abundancia o riqueza de especies de herbívoros.

Los insectos son los herbívoros más importantes, actuando sobre sus plantas hospederas ya sea removiendo tejido vegetal de las hojas (i.e., insectos defoliadores de los órdenes Coleoptera, Orthoptera y Lepidoptera), succionando jugos vegetales desde el sistema vascular de la planta (i.e., insectos succionadores del orden Hemiptera), minando la superficie foliar (i.e., insectos minadores de los órdenes Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera), o formando agallas (i.e., insectos agallícolas de los órdenes Diptera e Hymenoptera). También existen aquellos que perforan los troncos, ramas o frutos (i.e., insectos barrenadores de los órdenes Coleoptera, Lepidoptera e Isoptera) (Strong *et al.*, 1984, Borror *et al.*, 1989).

El bosque Maulino, ubicado en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule, Chile, entre 35° 55' S y 37° 20' S, ha sido intensamente deforestado y fragmentado (Grez *et al.*, 1997) con una reducción del área del bosque original de un 67% entre los años 1975 y 2000 (Echeverría *et al.*, 2006). Este bosque es de gran interés para la conservación de la biodiversidad debido al alto endemismo de su biota y por ser un centro de confluencia de la biota austral y de asociaciones más nortinas como el bosque esclerófilo (Saavedra y Simonetti, 2001) siendo clasificado un punto caliente de biodiversidad para la conservación (Myers *et al.*, 2000). La fragmentación ha provocado importantes cambios en este bosque (e.g., Acosta *et al.*, 2004; Donoso *et al.*, 2004; Henríquez, 2004; Vergara y Simonetti, 2004). Uno de estos cambios es la disminución de la intensidad de la herbivoría en los fragmentos remanentes, lo cual ha sido observado en diferentes especies de plantas, tanto en su estado adulto como juvenil (Vega, 2001; Célis *et al.* 2002; Vásquez *et al.*, 2007). En particular, la remoción de superficie foliar en *Aristotelia chilensis* (Mol.) Stuntz (Elaeocarpaceae), el maqui, es significativamente menor en los pequeños fragmentos remanentes que en el bosque continuo, particularmente a inicios de la temporada de crecimiento de nuevas hojas (Vásquez *et al.*, 2007). Este fenómeno puede deberse a cambios en la dinámica de las poblaciones de defoliadores, esencialmente insectos, en los fragmentos. Sin embargo esto aún no ha sido puesto a prueba. Observaciones preliminares en maqui sugieren que los insectos herbívoros asociados a esta planta, como *Sericoides* sp. (Coleoptera: Scarabaeidae), tienen una actividad defoliadora principalmente en la noche (Artigas, 1994). Por ello, un muestreo nocturno podría ser un método eficiente para evaluar los posibles efectos de la fragmentación sobre este gremio de insectos.

Hipótesis

Según las teorías de Biogeografía de Isla y de Metapoblaciones y en base a la información empírica de la herbivoría en *A. chilensis* en el bosque Maulino se predice que la abundancia y riqueza de especies de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados *A. chilensis* será menor en los fragmentos pequeños de bosque que en el bosque continuo, particularmente a inicios de la temporada de crecimiento foliar. La composición de especies podrá diferir entre fragmentos y bosque continuo.

Objetivo general

Evaluar si la fragmentación de bosque Maulino afecta la abundancia, riqueza y composición de insectos defoliadores de actividad nocturna presentes en *A. chilensis*.

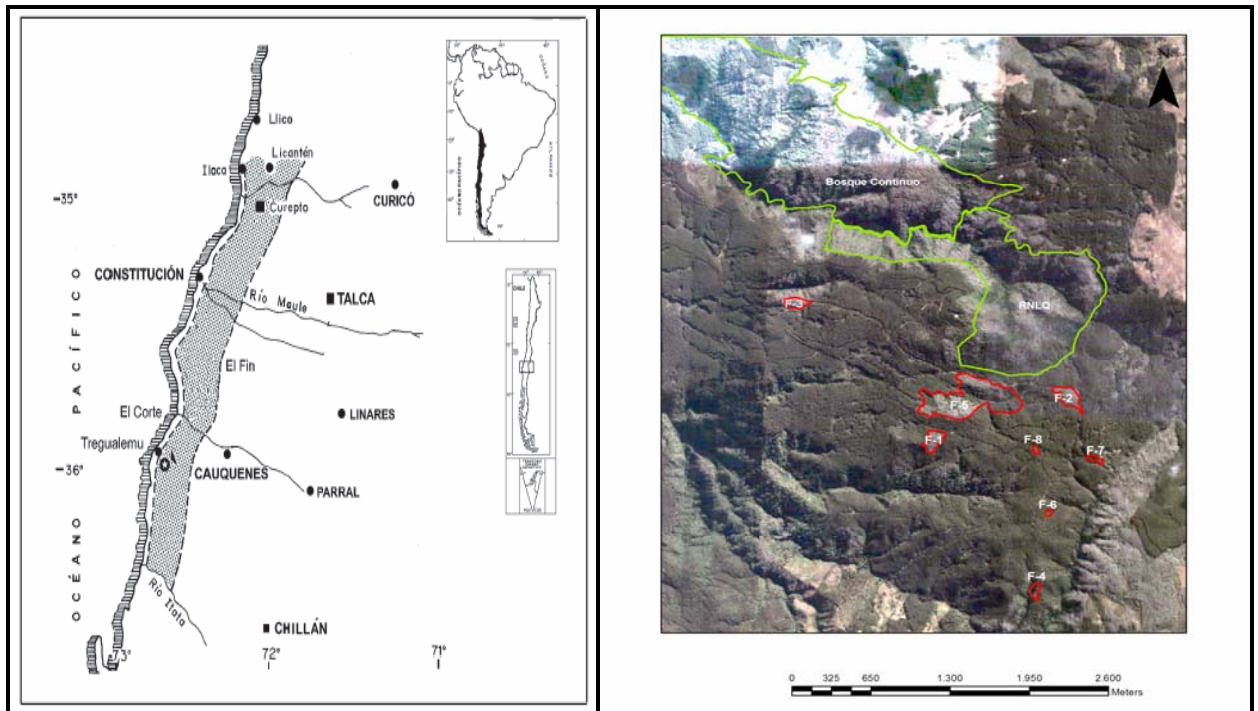
Objetivos específicos

- a. Describir la fauna de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *A. chilensis* en el bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino.
- b. Analizar el efecto del tiempo, entre agosto y febrero, en la abundancia, riqueza y composición de especies de insectos defoliadores de actividad nocturna presentes en *A. chilensis*.
- c. Comparar la abundancia, riqueza y composición de especies de insectos defoliadores de actividad nocturna presentes en *A. chilensis* en el bosque continuo y fragmentos de bosque.
- d. Analizar el efecto del área de los fragmentos de bosque Maulino sobre la abundancia y riqueza de especies de insectos defoliadores de actividad nocturna presentes en *A. chilensis*.

MATERIALES Y METODOS

Lugar del estudio

El estudio se realizó en la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ) ($35^{\circ}41'19''\text{S}$, $72^{\circ}41'15''\text{W}$) y en ocho fragmentos remanentes de bosque Maulino. La RNLQ se encuentra ubicada a 71 Km. al oeste de Cauquenes, en el sector de Tregualemu (Fig. 1 a) y es parte de un bosque nativo privado de 600 ha, una de las áreas más extensas del bosque continuo existentes hoy en día. Los fragmentos remanentes de bosque comprenden áreas menores a 20 ha que se encuentran aislados entre sí y de la reserva por plantaciones de pino (*Pinus radiata*). Las especies dominantes son el hualo (*Nothofagus glauca*) y el roble (*Nothofagus obliqua*) que coexisten con especies endémicas que se encuentran en peligro de extinción como el queule (*Gomortega keule*), ruil (*Nothofagus alessandrii*) y pitao (*Pitavia punctata*) (San Martín y Donoso, 1996).



a)

b)

Figura 1. a) Distribución geográfica del bosque Maulino Costero (zonas achuradas) el bosque se encuentra restringido a algunas áreas de esta distribución. La estrella muestra la localización de la RNLQ (Bustamante et al., 2005). b) área de estudio. El área rodeada con verde muestra parte del bosque continuo y RNLQ, el área rodeada con rojo muestra los ocho fragmentos de bosque nativo (imagen realizada por la autora).

Especie de estudio

Aristotelia chilensis es una especie arbórea siempreverde característica de las etapas tempranas de la sucesión (Rodríguez et al., 1983). Frecuentemente tiene hábito arbustivo pero puede llegar a medir hasta ocho metros de altura. Posee hojas glabras opuestas, de 3-8 cm, cuyas láminas son aovado-lanceoladas y con borde fuertemente aserrado. Es una especie dioica que florece de agosto a septiembre y su polinización la realizan insectos. Su fruto es una baya de color morado, comestible y es dispersado por aves; fructifica de diciembre a enero. Las ramas nuevas de la temporada surgen en primavera y se reconocen por el color rojizo del tallo (Niemeyer et al., 2002). En el bosque Maulino, *A. chilensis* es una especie abundante, presente tanto en los fragmentos de bosque como en el bosque continuo y en la matriz de pino, pudiendo en el futuro relegar a las especies que dominan actualmente en los fragmentos (hualo y roble) (Bustamante et al., 2005). La densidad de este árbol es significativamente mayor en los fragmentos que en el bosque continuo (media \pm error estándar = $43,9 \pm 6,18$ y $4,2 \pm 0,99$ árboles / 400 m², respectivamente; N. Lagos, datos no publicados).

Diseño experimental y muestro de insectos

Los insectos defoliadores (i.e., Coleoptera, Lepidoptera y Orthoptera) asociados a *A. chilensis* fueron muestreados mensualmente desde agosto de 2005 a febrero de 2006. Se seleccionó un área de bosque continuo constituido por la RNLQ y terrenos privados, además de ocho fragmentos de menor tamaño, vecinos a la reserva, pero separados de ella y entre sí por al menos 50 m (Fig. 1 b).

El área de los fragmentos fue evaluada en un GPS, recorriendo la periferia de los fragmentos en días soleados y así obteniendo puntos de su ubicación geográfica. Luego, se calculó el área con el SIG ArGIS 8.3, admitiendo errores de hasta 15 metros.

Para evaluar la abundancia, riqueza y composición de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis*, se seleccionaron aleatoriamente 32 ejemplares adultos en el bosque continuo y en los fragmentos (Total = 64). Los árboles seleccionados se hallaban separados por al menos 10 m de distancia. En el bosque continuo, los árboles fueron muestreados en sitios separados, a lo largo de un tramo de 700 m de largo aproximadamente.

Los insectos fueron muestreados durante las cinco primeras horas del anochecer, a lo largo de tres noches de cada mes, bajo condiciones atmosféricas similares (sin lluvia ni mucho viento). Cada noche, se incluyeron en el muestreo tanto árboles de los fragmentos como del bosque continuo. En cada ejemplar escogido se seleccionaron al azar cinco ramas, observándose todas las hojas, por el haz y el envés, durante 10 min. aproximadamente por árbol, colectando los insectos presentes. En seguida, se utilizó el método de sacudido de follaje sobre paraguas, realizando dos sacudidas del follaje de cada árbol y colectando todos los insectos en un paño blanco de 1 m² dispuesto bajo las ramas.

Las larvas de lepidópteros fueron llevadas a una cámara de crianza, suministrándoles hojas de maqui como alimento hasta que alcanzan el estado adulto. En tanto, los coleópteros y los ortópteros capturados fueron dispuestos en tubos Eppendorf con alcohol de 90°.

Los insectos fueron identificados a nivel de morfoespecie o especie cuando fue posible, a través de claves taxonómicas y comparaciones con colecciones entomológicas del Museo Nacional de Historia Natural y del Museo Entomológico Luís Peña de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Las familias de insectos defoliadores fueron seleccionadas siguiendo Borror *et al.* (1989) y consideradas como tales cuando removían tejido vegetal de las hojas, además considerando recomendaciones de especialistas.

Análisis Estadístico

La abundancia poblacional (n° de individuos/árbol) y la riqueza de especies (n° de especies/árbol) de insectos defoliadores en bosque continuo y fragmentos se compararon mediante análisis de varianza (ANDEVA) para medidas repetidas, con el tiempo como medida repetida, en el programa computacional Statistica 6.0 (Statsoft, Inc. 2001). Los datos fueron transformados con $\log_{10}(x + 1)$, para cumplir con el supuesto de normalidad. El hábitat y la fecha fueron las variables independientes, mientras que la abundancia poblacional y riqueza de especies las variables dependientes. Como prueba a *posteriori* luego del ANDEVA, se utilizó la prueba de Tukey, con $\alpha=0,05$. Las diferencias en abundancia y riqueza de insectos herbívoros entre árboles dentro del bosque continuo y dentro de los fragmentos fueron espacialmente independientes (Prueba de Mantel: abundancia, $r_s = -0,13$, $p = 0,76$ para bosque continuo y $r_s = -0,13$, $p = 0,77$ para fragmentos; riqueza, $r_s = 0,01$, $p = 0,74$ para bosque continuo y $r_s = 0,02$, $p = 0,56$ para fragmentos). Por ello, cada árbol fue considerado como réplica. Además, para evaluar si existía una relación entre la abundancia o la riqueza de especies de defoliadores y los diferentes tamaños de los fragmentos de bosque Maulino se realizó una regresión lineal entre estas variables.

El modelo del ANDEVA es:

$$VR = \mu + H_{(j)} + F_{(i)} + \xi$$

Siendo

VR: Variable respuesta (abundancia o riqueza)

μ = Media (abundancia o riqueza)

H = Hábitat (bosque continuo, fragmentos)

F = Fecha (meses)

ξ = Error experimental

La similitud en la composición de insectos herbívoros entre el bosque continuo y los fragmentos (considerando las capturas acumuladas durante todo el estudio) se estimó mediante el Coeficiente de Sorensen (Krebs, 1989) y el Índice de Morisita-Horn (Moreno, 2001).

El Índice de Sorensen considera sólo la presencia-ausencia de especies y se calcula como:

$$\text{Sorensen} = 2a / (2a + b + c).$$

Donde:

a = Número de especies presentes en el bosque continuo y en los fragmentos.

b = Número de especies presentes solamente en el bosque continuo.

c = Número de especies presentes solamente en los fragmentos

El Índice de Morisita-Horn considera además la abundancia relativa de las especies, y se calcula como:

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_{ni} \times b_{ni})}{(d_a + d_b) aN \times bN}$$

Donde:

a_{ni} = Número de individuos de la i -ésima especie presente en el bosque continuo.

b_{ni} = Número de individuos de la i -ésima especie presente en los fragmentos.

$d_a = \sum a_{ni}^2 / aN^2$

$d_b = \sum b_{ni}^2 / bN^2$

aN = Número de especies presente en el bosque continuo.

bN = Número de especies presente en los fragmentos.

Estos índices se calcularon de dos maneras: primero comparando la totalidad de especies encontradas en todos los árboles muestreados en el bosque continuo y en los ocho fragmentos. Segundo, agrupando los datos en ocho bloques para bosque continuo y ocho para fragmentos, de manera de tener una variabilidad al interior del bosque continuo. Cada bloque estuvo compuesto por cuatro árboles, los que en el bosque continuo correspondieron a los cuatro árboles más cercanos dentro del transecto y en los fragmentos a los cuatro árboles muestreados dentro de cada fragmento.

Adicionalmente, para representar gráficamente las similitudes de especies entre los bloques del bosque continuo y de los fragmentos, se construyó un dendrograma a través de un análisis de conglomerados. El análisis se realizó mediante el método de agrupamiento Encadenamiento promedio (average linkage) ó UPGMA (Unweighted Pair-Group Method using an Arithmetic Average, usando el programa InfoStat (InfoStat, 2006). En el análisis, la distancia utilizada fue la *Euclidean*. Esta agrupación considera las abundancias de todas las especies, excluyendo a *Lepidoptera* sp., por cuanto este grupo no fue identificado a nivel de especie (i.e., lepidópteros criados y que no llegaron a adultos).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados

Resultados Generales

A lo largo del estudio se colectaron 890 individuos de insectos defoliadores pertenecientes a Coleoptera, Orthoptera y Lepidoptera que corresponden a 17 familias y 77 especies (Cuadro 1). El 93,5% de las especies fueron identificadas a nivel de especie o morfoespecie, siendo todas nativas.

En general, Coleoptera fue el orden con mayor abundancia, representando el 77,5% del total de individuos capturados, seguido por Lepidoptera con 12,4% y Orthoptera con 10,1% del total de individuos. Las familias más comunes fueron: Chrysomelidae, Scarabaeidae y Elateridae, todas pertenecientes a Coleoptera.

Desde agosto a diciembre, la familia más abundante fue Chrysomelidae, siendo en estos meses las especies más representativas para esta familia: *Protopsilapha pallens*, *Protopsilapha pyrroptera*, *Psathyrocerus sp.* y *Psathyrocerus fulvipes*. En enero, en cambio, la familia con más individuos capturados fue Scarabaeidae y la especie más habitual fue *Sericoides viridis*. En febrero, Chrysomelidae volvió a ser la familia más abundante pero *S. viridis*, al igual que en el mes anterior, fue la especie más abundante. Las especies más abundantes durante todo el periodo de muestreo fueron: *Protopsilapha pallens* (Coleoptera: Chrysomelidae), *Protopsilapha pyrroptera* (Coleoptera: Chrysomelidae), *Deromecus pallipes* (Coleoptera: Elateridae) y *Psathyrocerus fulvipes* (Coleoptera: Chrysomelidae).

En cuanto al número de especies dentro de cada orden, de las 77 especies colectadas, Coleoptera acumula el 72,7% (56 especies), seguida por Orthoptera con un 14,3% (11) y por último Lepidoptera con un 13% (10 especies) del total de especies. Las familias con mayor riqueza fueron, en Coleoptera, Curculionidae (18 especies), Chrysomelidae (14 especies) y Elateridae (9 especies); en Lepidoptera, Oecophoriadae (3 especies) y en Orthoptera, Tettigonidae (5 especies).

Cuadro 1. Abundancia total, por familias y por especie, y riqueza de especies de insectos defoliadores (promedio de individuos / árbol ± 1 ee) en cada fecha de muestreo.

	Total	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	enero	febrero
Coleoptera	690	1,70 \pm 0,29	2 \pm 0,30	2,22 \pm 0,29	1,64 \pm 0,26	1,45 \pm 0,18	1,17 \pm 0,22	0,59 \pm 0,13
Brentidae	9	0,05 \pm 0,03	0	0	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,05 \pm 0,03	0,02 \pm 0,02
<i>Noterapion chilense</i> Kissinger	5	0,02 \pm 0,02	0	0	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02	0
<i>Noterapion sp.</i>	4	0,03 \pm 0,02	0	0	0	0	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02
Chrysomelidae	413	1,39 \pm 0,28	1,39 \pm 0,27	1,41 \pm 0,26	0,98 \pm 0,23	0,72 \pm 0,14	0,34 \pm 0,07	0,22 \pm 0,06
<i>Ambrodotes elegans</i> (Brethes)	1	0	0	0	0	0,02 \pm 0,02	0	0
<i>Dictyneis asperatus</i> Blanchard	23	0,02 \pm 0,02	0,14 \pm 0,05	0,05 \pm 0,03	0,02 \pm 0,02	0	0,05 \pm 0,03	0,09 \pm 0,04
<i>Dictyneis brevispinus</i> Jerez	28	0,13 \pm 0,06	0	0,05 \pm 0,03	0,05 \pm 0,032	0,13 \pm 0,05	0,03 \pm 0,02	0,06 \pm 0,03
<i>Grammicopterum flavescens</i> Bl.	4	0	0	0,06 \pm 0,06	0	0	0	0
<i>Lysathia atrocyanea</i> (Phil & Phil)	1	0,02 \pm 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Mylassa crassicollis</i> (Bl.)	1	0	0	0	0	0,02 \pm 0,02	0	0
<i>Pachybrachis gayi</i> (Blanchard)	1	0	0	0,02 \pm 0,02	0	0	0	0
<i>Pataya nitida</i> (Phil)	1	0,02 \pm 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Protopsilapha pallens</i> (Blanchard)	95	1,05 \pm 0,25	0,25 \pm 0,07	0,19 \pm 0,11	0	0	0	0
<i>Protopsilapha pyrroptera</i> (Phil & Phil)	84	0,05 \pm 0,03	0,56 \pm 0,24	0,64 \pm 0,22	0,06 \pm 0,04	0	0	0
<i>Protopsilapha signata</i> (Blanchard)	45	0,13 \pm 0,04	0,42 \pm 0,09	0,16 \pm 0,06	0	0	0	0
<i>Protopsilapha sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0,02 \pm 0,02	0
<i>Psathyrocerus fulvipes</i> Blanch.	67	0	0	0,12 \pm 0,05	0,40 \pm 0,12	0,32 \pm 0,08	0,17 \pm 0,05	0,06 \pm 0,04
<i>Psathyrocerus sp.</i>	61	0	0,02 \pm 0,02	0,14 \pm 0,04	0,47 \pm 0,12	0,25 \pm 0,08	0,08 \pm 0,03	0
Curculionidae	61	0,11 \pm 0,05	0,17 \pm 0,06	0,25 \pm 0,06	0,09 \pm 0,04	0,09 \pm 0,04	0,14 \pm 0,07	0,09 \pm 0,04
<i>Acalles fusenscens</i> Blanchard	1	0	0	0,02 \pm 0,02	0	0	0	0
<i>Acalles lineoletus</i> Blanchard	1	0	0	0	0	0,02 \pm 0,02	0	0
<i>Acalles sp. 1</i>	1	0,02 \pm 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Acalles sp. 2</i>	8	0	0,08 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0	0
<i>Acalles sp. 3</i>	9	0,02 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0	0,02 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02
<i>Acalles sp. 4</i>	2	0	0	0	0	0	0,03 \pm 0,02	0

(Continúa)

Cuadro 1: Continuación.

	Total	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	enero	febrero
<i>Aegorhinus superciliosus</i> (Guérin)	1	0	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02
<i>Anaballus cristatiger</i> Blanchard	1	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Anaballus plagiatus</i> Blanchard	1	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0
<i>Berberidicola ater</i> (Phil & Phil)	1	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Eucalus tessellatus</i> Blanchard	2	0	0	0,03 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Gayus elegans</i> (Blanchard)	2	0,02 ± 0,02	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Hibreoleptops sp.</i>	12	0,03 ± 0,02	0	0,06 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,03
<i>Megalometis spinifera</i> Boh	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
<i>Omoides flavipes</i> (Blanchard)	7	0	0	0	0	0,05 ± 0,03	0,06 ± 0,06	0
<i>Polydrosus nothofagi</i> Kuschel	6	0	0	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0	0	0
<i>Polydrosus roseus</i> Blanchard	3	0	0,05 ± 0,03	0	0	0	0	0
<i>Sphaeriopoeus faber</i> Kuschel	2	0,02 ± 0,02	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0
Elateridae	80	0	0,13 ± 0,05	0,39 ± 0,12	0,28 ± 0,07	0,28 ± 0,07	0,14 ± 0,04	0,03 ± 0,02
<i>Agriotes germani</i> Fleut	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
<i>Deromecus filicornis</i> Sol.	1	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0	0
<i>Deromecus pallipes</i> (Solier)	71	0	0,13 ± 0,05	0,39 ± 0,12	0,27 ± 0,07	0,22 ± 0,06	0,11 ± 0,04	0
<i>Deromecus sp. 1</i>	1	0	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02
<i>Deromecus sp. 2</i>	1	0	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0
<i>Deromecus vulgaris</i> Solier	1	0	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02
<i>Ovipalpus pubescens</i> Solier	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
<i>sp.1</i>	2	0	0	0	0	0,03 ± 0,02	0	0
<i>sp. 2</i>	1	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0	0
Nemonychidae	1	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Rhynchitomacer apionoides</i> Kusch	1	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	107	0,14 ± 0,05	0,27 ± 0,06	0,17 ± 0,05	0,25 ± 0,08	0,20 ± 0,07	0,45 ± 0,14	0,19 ± 0,10
<i>Phytolaema mutabilis</i> Solier	2	0	0	0,03 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Sericoides obesa</i> (Germain)	50	0,13 ± 0,05	0,27 ± 0,06	0,10 ± 0,04	0,19 ± 0,07	0,11 ± 0,06	0	0
<i>Sericoides sp. 1</i>	1	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0

(Continúa)

Cuadro 1: Continuación.

	Total	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	enero	febrero
<i>Sericoides sp. 2</i>	1	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Sericoides sp. 3</i>	7	0	0	0	0	0	0,11 ± 0,05	0
<i>Sericoides variegata</i> (Germain)	7	0	0	0,03 ± 0,02	0,06 ± 0,04	0,02 ± 0,02	0	0
<i>Sericoides viridis</i> (Solier)	39	0	0	0	0	0,08 ± 0,04	0,34 ± 0,12	0,19 ± 0,10
Tenebrionidae	19	0	0,05 ± 0,03	0	0,02 ± 0,02	0,14 ± 0,05	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03
<i>Allecula semiobcura</i> (Cambell)	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
<i>Eucolisa sanguinicollis</i> F.G	1	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0	0
<i>Heliofugus arenosus</i> Guérin	8	0	0,03 ± 0,03	0	0	0,08 ± 0,04	0,02 ± 0,02	0
<i>Heliofugus impressus</i> Guérin	9	0	0,02 ± 0,02	0	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,02
Lepidoptera	110	0,03 ± 0,02	0,22 ± 0,09	0,34 ± 0,12	0,36 ± 0,09	0,25 ± 0,08	0,31 ± 0,09	0,20 ± 0,07
Geometridae	7	0	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,05 0,03	0,03 ± 0,02	0	0
<i>Malleco sp.</i>	2	0	0	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0	0
<i>Syncirsodes primata</i> Walter	5	0	0	0	0,03 ± 0,02	0,05 ± 0,03	0	0
Lasiocampidae	3	0	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Macromphalia affinis</i> Feishamel	2	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0	0	0	0
<i>Macromphalia sp.</i>	1	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0
Oecophoridae	10	0	0	0	0	0	0,11 ± 0,04	0,05 ± 0,03
<i>Dita sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
<i>Oecophoridae sp.</i>	8	0	0	0	0	0	0,08 ± 0,03	0,05 ± 0,03
<i>Osmaria argilla</i> Clarke	1	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0
Pyralidae	2	0	0	0	0	0	0,03 ± 0,02	0
<i>Pyralidae sp.</i>	2	0	0	0	0	0	0,03 ± 0,02	0
Saturniidae	2	0	0	0	0,03 ± 0,02	0	0	0
<i>Ormiscodes rufosignata</i> Blanchard	2	0	0	0	0,03 ± 0,02	0	0	0
Tortricidae	1	0	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02
<i>Haemateulia barrigana</i> Razowski y González	1	0	0	0	0	0	0	0,02 ± 0,02
<i>Lepidoptera sp.</i>	85	0,03 ± 0,02	0,17 ± 0,05	0,30 ± 0,08	0,28 ± 0,06	0,19 ± 0,02	0,16 ± 0,05	0,14 ± 0,04

(Continúa)

Cuadro 1: Continuación.

	Total	agosto	septiembre	octubre	noviembre	diciembre	enero	febrero
Orthoptera	90	0,12 ± 0,05	0,31 ± 0,09	0,22 ± 0,06	0,08 ± 0,03	0,25 ± 0,08	0,27 ± 0,06	0,16 ± 0,05
Pseudophasmatidae	3	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
<i>Bacunculus phyllopus</i> (Gray)	3	0	0,02 ± 0,02	0	0	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
Rhaphidophoridae	40	0,11 ± 0,05	0,16 ± 0,06	0,11 ± 0,04	0,06 ± 0,03	0,09 ± 0,04	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03
<i>Heteromallus sp. 1</i>	1	0	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0
<i>Heteromallus sp. 2</i>	3	0	0	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0	0,02 ± 0,02
<i>Heteromallus sp. 3</i>	19	0,02 ± 0,02	0,08 ± 0,04	0,07 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0,02 ± 0,02
<i>Udenus fasciatus</i> Arder	17	0,12 ± 0,05	0,10 ± 0,05	0,06 ± 0,03	0	0,04 ± 0,02	0	0,02 ± 0,02
Tettigonidae	41	0,02 ± 0,02	0,13 ± 0,05	0,11 ± 0,04	0,02 ± 0,02	0,09 ± 0,04	0,20 ± 0,06	0,08 ± 0,03
<i>Aphractus acuminatus</i> (Bruner von Wattenwyl)	1	0,02 ± 0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmophyllum cf. olivaceum</i> Blanchard	5	0	0	0,02 ± 0,02	0	0	0,06 ± 0,04	0
<i>Paraphractus abbreviatus</i> (Bruner von Wattenwyl)	17	0	0,02 ± 0,02	0	0	0,06 ± 0,03	0,13 ± 0,04	0,06 ± 0,03
<i>Polycleptis sp.</i>	2	0	0	0	0	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0
<i>Stenophyllia modesta</i> (Blanchard)	16	0	0,11 ± 0,05	0,09 ± 0,04	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0	0
Tristeridae	6	0	0,02 ± 0,02	0	0	0,06 ± 0,04	0	0,02 ± 0,02
<i>Elysiacris ensicornis</i> Cigliano	6	0	0,02 ± 0,02	0	0	0,06 ± 0,04	0	0,02 ± 0,02
Individuos/ árbol	13,91 ± 0,87	1,86 ± 0,29	2,53 ± 0,33	2,78 ± 0,32	2,08 ± 0,26	1,95 ± 0,21	1,75 ± 0,24	0,97 ± 0,15
Total individuos	890	119	162	178	133	125	112	61
Especies/ árbol	10,23 ± 0,54	1,06 ± 0,13	1,78 ± 0,18	1,89 ± 0,18	1,56 ± 0,15	1,63 ± 0,15	1,50 ± 0,17	0,81 ± 0,12
Total especies	77	21	21	30	22	30	28	20

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la abundancia de insectos defoliadores asociados a *Aristotelia chilensis*

Abundancia total

Considerando todas las fechas de muestreo la abundancia total de insectos defoliadores (i.e., Coleoptera, Lepidoptera y Orthoptera) asociados a *A. chilensis* no varió entre bosque continuo y fragmentos. En agosto y octubre ella fue levemente superior en los fragmentos que en el bosque continuo pero estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Desde finales de primavera (noviembre) hasta finales de verano (febrero) las abundancias fueron disminuyendo y manteniéndose similares entre los dos tipos hábitat (Fig. 2, Cuadro 2).

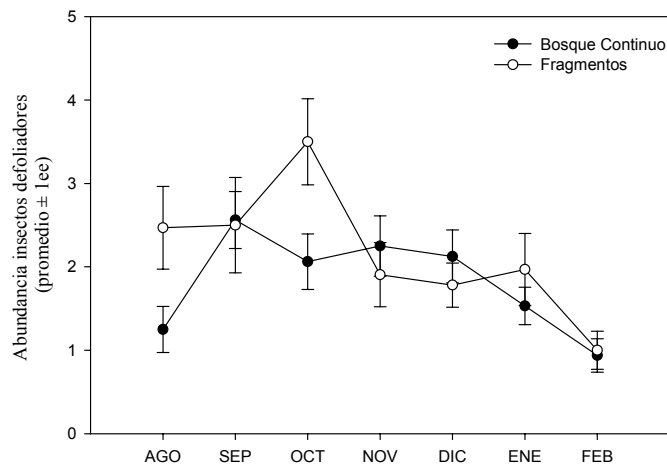


Figura 2. Abundancia total de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* (promedio/árbol \pm 1 ee) en el bosque continuo y fragmentos de bosque entre agosto 2005 y febrero 2006.

Cuadro 2. Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo y fragmentos de bosque) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia total de insectos defoliadores.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	1	0,30	0,59
Error	62		
Fecha	6	7,52	<0,001
Fecha*Hábitat	6	2,06	0,06
Error	372		

Abundancia por Orden

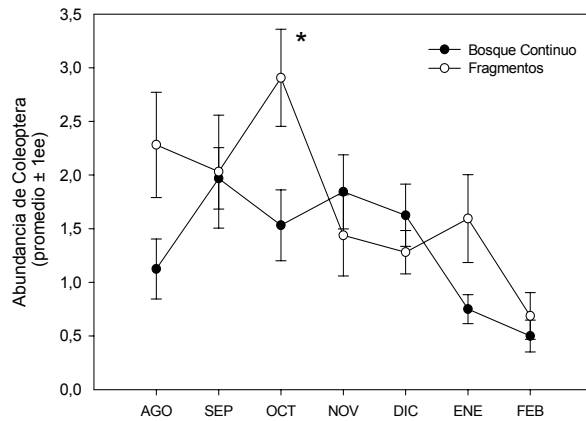
En total, considerando todas las fechas de muestro, la abundancia de Coleoptera no varió entre el bosque continuo y los fragmentos. Sin embargo, en agosto, octubre y enero la abundancia fue mayor en los fragmentos que en el bosque continuo (Fig. 3a, Cuadro 3). En octubre esta diferencia fue estadísticamente significativa (Tukey $P < 0,05$). Ni la abundancia de Lepidoptera ni la de Orthoptera varió significativamente con la fragmentación del hábitat, sin embargo, en octubre Lepidoptera fue levemente más abundante en los fragmentos que en el bosque continuo y en septiembre, octubre y enero Orthoptera, fue más abundante en el bosque continuo que en los fragmentos aunque no significativamente (Fig. 3b y 3c, Cuadro 3).

Abundancia de las Familias más abundantes

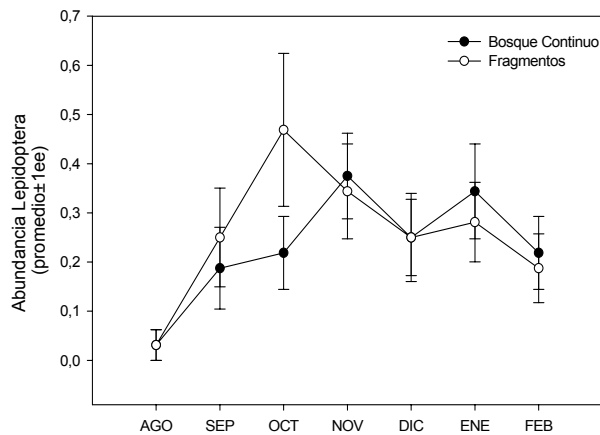
Las tres familias de insectos defoliadores que tuvieron mayor abundancia en *A. chilensis* fueron Chrysomelidae, Scarabaeidae y Elateridae. A continuación, se describe su respuesta a la fragmentación del bosque Maulino.

En total, la abundancia de Chrysomelidae no fue afectada por el tipo de hábitat. Sin embargo, a principio de la temporada (agosto, septiembre y octubre) ellos fueron más abundantes en los fragmentos, particularmente, en octubre donde esta diferencia fue significativa (Tukey $P < 0,05$). A partir de noviembre, este patrón de abundancia se revirtió, encontrándose más individuos en el bosque continuo que en los fragmentos, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas (Fig. 4a, Cuadro 4). La abundancia de Scarabaeidae no fue afectada por el tipo de hábitat (Fig. 4b, Cuadro 4). Sin embargo, en septiembre estos insectos fueron significativamente más abundantes en el bosque continuo que en los fragmentos y posteriormente, en enero, lo fueron en los fragmentos (Tukey, $P < 0,05$). De las 7 especies defoliadoras de Scarabaeidae colectadas, 6 corresponden al género *Sericoides*. La otra especie, *Phytolaema mutabilis*, estuvo representada por sólo 2 individuos. Elateridae fue más abundante en los fragmentos que en el bosque continuo en todos los meses de muestreo, excepto en agosto fecha en la que no se capturó ningún individuo de esta familia (Fig. 4c, Cuadro 4).

a) Coleoptera



b) Lepidoptera



c) Orthoptera

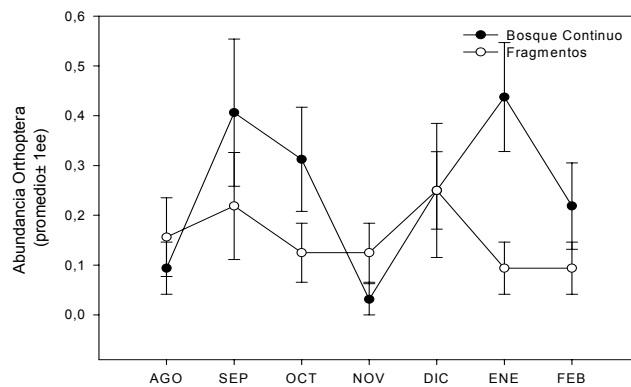
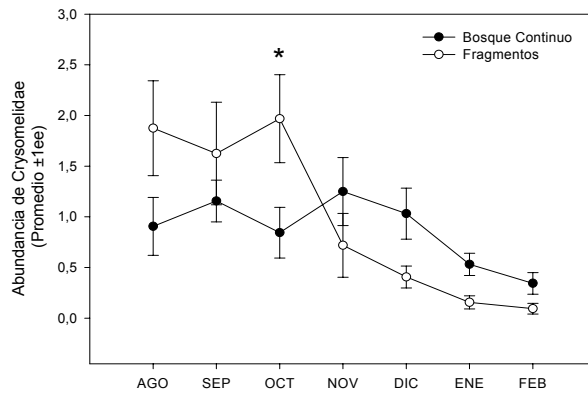


Figura 3. Abundancia de órdenes de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* (promedio/árbol \pm 1 ee) en el bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino entre agosto 2005 y febrero 2006. El asterisco indica diferencias significativas entre hábitat (Tukey, $P < 0,05$).

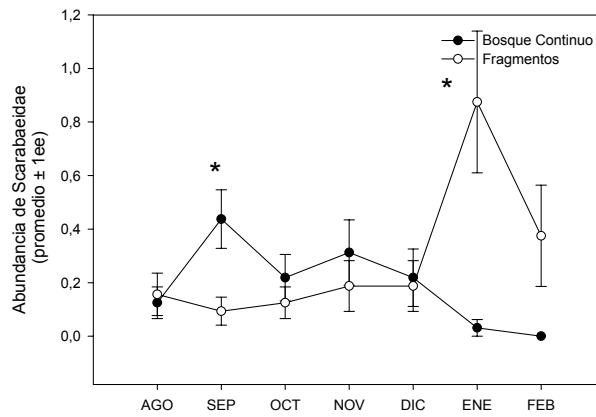
Cuadro 3. Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo y fragmentos de bosque) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Coleoptera, Lepidoptera y Orthoptera.

	Fuente de variación	gl	F	P
Coleoptera				
	Hábitat	1	1,25	0,27
	Error	62		
	Fecha	6	7,97	<0,001
	Fecha*Hábitat	6	2,84	0,01
	Error	372		
Lepidoptera				
	Hábitat	1	0,05	0,83
	Error	62		
	Fecha	6	3,72	<0,001
	Fecha*Hábitat	6	0,46	0,84
	Error	372		
Orthoptera				
	Hábitat	1	2,90	0,09
	Error	62		
	Fecha	6	1,95	0,07
	Fecha*Hábitat	6	1,98	0,07
	Error	372		

a) Chrysomelidae



b) Scarabaeidae



c) Elateridae

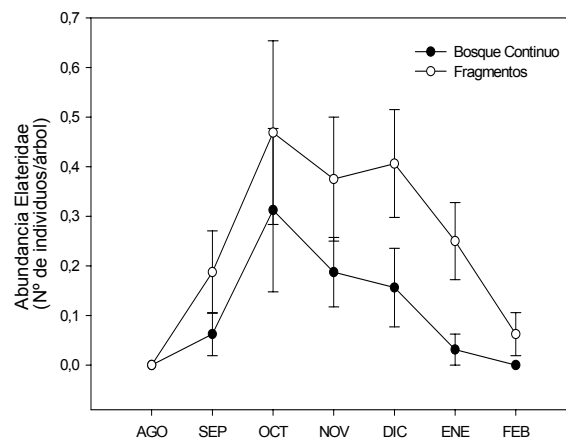


Figura 3. Abundancia de familias de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* (promedio/árbol \pm 1 ee) en el bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino entre agosto 2005 y febrero 2006. El asterisco indica diferencias significativas entre hábitat (Tukey, $P < 0,05$).

Cuadro 4. Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo y fragmentos de bosque) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Chrysomelidae, Scarabaeidae y Elateridae.

Fuente de variación		gl	F	P
Chrysomelidae				
Hábitat		1	0,314	0,58
Error		62		
Fecha		6	7,935	<0,001
Fecha*Hábitat		6	4,095	0,001
Error		372		
Scarabaeidae				
Hábitat		1	0,54	0,47
Error		62		
Fecha		6	1,75	0,11
Fecha*Hábitat		6	7,05	<0,001
Error		372		
Elateridae				
Hábitat		1	7,03	0,01
Error		62		
Fecha		5	4,07	0,001
Fecha*Hábitat		5	0,43	0,83
Error		310		

Abundancia de las Especies más abundantes

Se describen a continuación las respuestas de las especies de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* más abundantes en el bosque Maulino.

***Protosilapha pallens*.** La abundancia de *P. pallens* fue afectada por el tipo de hábitat, siendo mayor en los fragmentos que en el bosque continuo, diferencia que fue estadísticamente significativa en agosto, cuando se capturó la mayor cantidad de individuos. La abundancia en el bosque continuo siempre se fue baja (Fig. 5, Cuadro 5).

***Protosilapha pyrroptera*.** En el bosque continuo *P. pyrroptera* sólo fue capturada en septiembre y octubre, en cambio, en los fragmentos estuvo presente de agosto a noviembre. La abundancia de *P. pyrroptera* fue afectada por el tipo de hábitat, siendo siempre más abundante en los fragmentos (Fig. 5b, Cuadro 5).

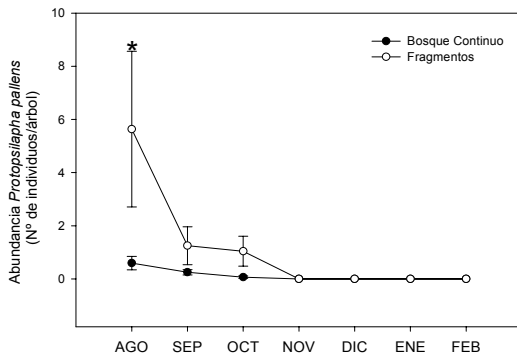
Psathyrocerus sp. En total, la abundancia de *Psathyrocerus sp.* no fue afectada por el tipo de hábitat. Sin embargo, en noviembre y diciembre fue significativamente más abundante en el bosque continuo que en los fragmentos (Tukey < 0,05) (Fig. 5c, Cuadro 5).

Psathyrocerus fulvipes. La abundancia de *P. fulvipes* nunca fue afectada por el tipo de hábitat, aunque entre noviembre y enero tuvo abundancias levemente superiores en el bosque continuo que en los fragmentos (Fig. 5d, Cuadro 5).

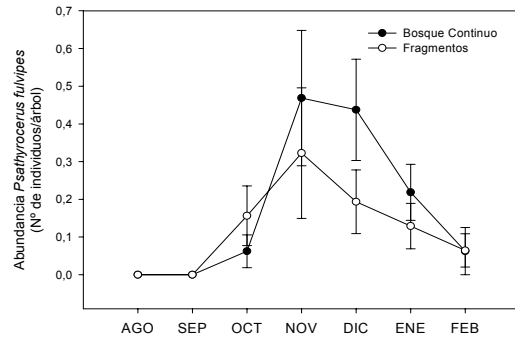
Sericoides viridis. La abundancia de *S. viridis* fue afectada por el tipo de hábitat, siendo entre diciembre y febrero significativamente más abundante en los fragmentos que en bosque continuo. Es importante destacar que sólo 1 individuo de *S. viridis* fue observado en el bosque continuo, lo cual ocurrió en enero (Fig. 5e, Cuadro 5).

Sericoides obesa. La abundancia de *S. obesa* fue siempre mayor en el bosque continuo que en los fragmentos (Fig. 5f, Cuadro5). En el bosque continuo se capturó entre agosto y diciembre, en cambio, en los fragmentos se capturó sólo en agosto, septiembre y noviembre pero en muy bajas abundancias.

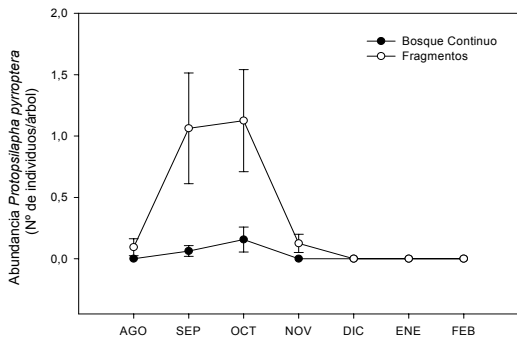
a) *Protopsilapha pallens*
(Chrysomelidae)



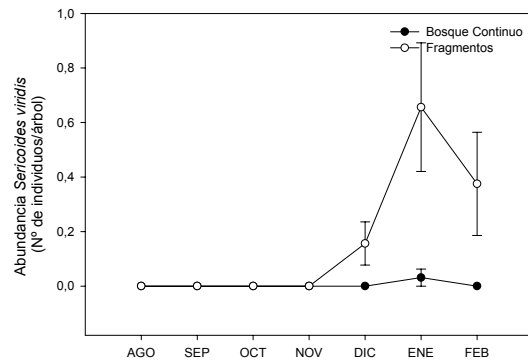
d) *Psathyrocerus fulvipes*
(Chrysomelidae)



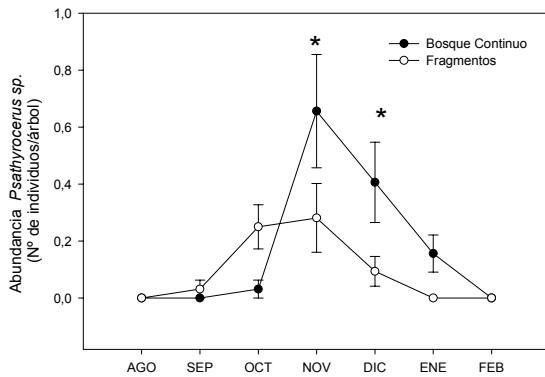
b) *Protopsilapha pyrroptera*
(Chrysomelidae)



e) *Sericoides viridis*
(Scarabaeidae)



c) *Psathyrocerus sp.*
(Chrysomelidae)



f) *Sericoides obesa*
(Scarabaeidae)

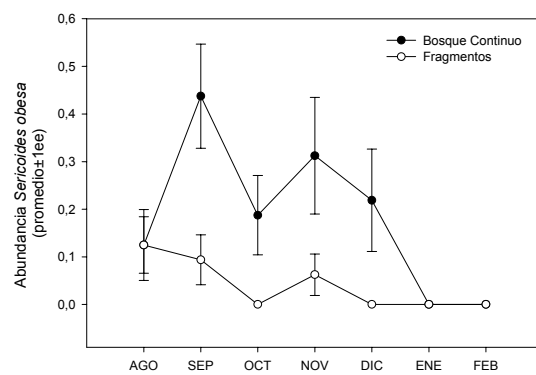


Figura 5. Abundancia de especies de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* (promedio/árbol \pm 1 ee) en el bosque continuo y fragmentos de bosque entre agosto 2005 y febrero 2006. El asterisco indica diferencias significativas entre hábitat (Tukey, $P < 0,05$).

Cuadro 5. Resultados del análisis de varianza de medidas para el efecto del hábitat (bosque continuo y fragmentos de bosque) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de las especies defoliadoras más comunes asociadas a *A. chilensis*.

	Fuente de variación	gl	F	P
<i>Protopsilapha pallens</i>				
	Hábitat	1	3,84	0,05
	Error	62		
	Fecha	2	9,62	<0,001
	Fecha*Hábitat	2	1,67	0,19
	Error	124		
<i>Protopsilapha pyrroptera</i>				
	Hábitat	1	9,73	0,003
	Error	62		
	Fecha	3	6,75	<0,001
	Fecha*Hábitat	3	2,94	0,03
	Error	186		
<i>Psathyrocerus sp.</i>				
	Hábitat	1	2,31	0,13
	Error	62		
	Fecha	4	7,48	<0,001
	Fecha*Hábitat	4	4,21	0,003
	Error	248		
<i>Psathyrocerus fulvipes</i>				
	Hábitat	1	1,44	0,23
	Error	62		
	Fecha	4	3,97	0,003
	Fecha*Hábitat	4	1,21	0,31
	Error	248		
<i>Sericoides viridis</i>				
	Hábitat	1	9,14	<0,001
	Error	62		
	Fecha	2	4,26	0,02
	Fecha*Hábitat	2	2,78	0,07
	Error	124		
<i>Sericoides obesa</i>				
	Hábitat	1	11,44	<0,001
	Error	62		
	Fecha	6	2,52	0,04
	Fecha*Hábitat	6	1,61	0,17
	Error	372		

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la riqueza de especies de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis*.

En septiembre, noviembre y enero, la riqueza de especies de insectos defoliadores por árbol fue levemente mayor en el bosque continuo, en cambio en agosto lo fue en los fragmentos, aunque estas diferencias nunca fueron estadísticamente significativas (Fig. 6, Cuadro 6). Sin embargo, en total se capturaron más especies en los fragmentos que en el bosque continuo, con 63 y 45 especies, respectivamente (Cuadro 7).

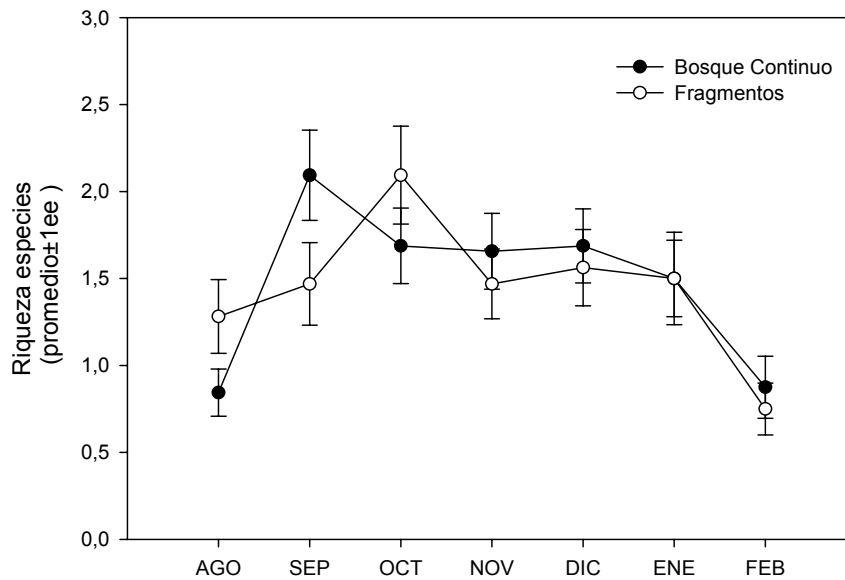


Figura 6. Riqueza de especies de insectos defoliadores (promedio/árbol \pm 1 ee) en el bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino entre agosto 2005 y febrero 2006.

Cuadro 6. Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo y fragmentos de bosque) y de la fecha de muestreo sobre la riqueza total de insectos defoliadores.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	1	0,16	0,69
Error	62		
Fecha	6	8,43	<0,001
Fecha*Hábitat	6	1,48	0,19
Error	372		

Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición de especies de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis*.

Considerando todo el periodo de estudio, 14 especies fueron capturadas sólo en el bosque continuo, 32 sólo en los fragmentos y 30 fueron compartidas por ambos hábitats (Cuadro 7). La similitud en la composición de especies entre bosque continuo y fragmentos según el Índice de Sorensen fue de 0,59 y según el Índice de Morsita-Horn fue de 0,60. Al hacer el análisis por bloques (8 del bosque continuo y 8 de los fragmentos), en promedio la similitud según el Índice de Sorensen fue 0,77 entre los bloques del bosque continuo y 0,73 entre los bloques de los fragmentos, en tanto entre los bloques del bosque continuo y de los fragmentos fue 0,74. Según el índice de Morisita-Horn, la similitud de los bloques al interior del bosque continuo fue 0,17, de los bloques de los fragmentos fue 0,09 y entre los bloques del bosque continuo y de los fragmentos fue 0,13 (Apéndice 1).

Cuadro 7. Especies de insectos defoliadores presentes en bosque continuo (BC) y en los fragmentos (FR) de Bosque Maulino, entre agosto de 2005 y febrero de 2006.

Especie	BC	FR
<i>Acalles fusescens</i> Blanchard	x	
<i>Acalles lineoletus</i> Blanchard		x
<i>Acalles sp. 1</i>		x
<i>Acalles sp. 2</i>	x	x
<i>Acalles sp. 3</i>	x	x
<i>Acalles sp. 4</i>	x	x
<i>Aegorhinus superciliosus</i> (Guérin)		x
<i>Agriotes germaini</i> Fleut		x
<i>Allecula semiobcura</i> (Cambell)		x
<i>Ambrodotes elegans</i> (Brethes)		x
<i>Anaballus cristatiger</i> Blanchard		x
<i>Anaballus plagiatus</i> Blanchard	x	
<i>Aphractus acuminatus</i> (Bruner von Wattenwyl)		x
<i>Bacunculus phyllopus</i> (Gray)	x	
<i>Berberidicola ater</i> (Phil & Phil)	x	
<i>Cosmophyllum cf. olivaceum</i> Blanchard	x	x
<i>Deromecus filicornis</i> Sol.		x
<i>Deromecus pallipes</i> (Solier)	x	x
<i>Deromecus sp. 1</i>		x
<i>Deromecus sp. 2</i>		x
<i>Deromecus vulgaris</i> Solier		x
<i>Dictyneis asperatus</i> Blanchard	x	x
<i>Dictyneis brevispinus</i> Jerez	x	x
<i>Dita sp</i>	x	
<i>Elateridae sp. 2</i>		x
<i>Elateridae sp.1</i>	x	x
<i>Elysiacris ensicornis</i> Cigliano	x	x
<i>Eucalus tessellatus</i> Blanchard	x	
<i>Eucolisa sanguinicollis</i> F.G		x

(Continúa)

Cuadro 7: Continuación

Especie	BC	FR
<i>Gayus elegans</i> (Blanchard)		x
<i>Grammicopterus flavescens</i> Bl.	x	
<i>Haemateulia barrigana</i> Razowski y Gonzalez		x
<i>Heliofugus arenosus</i> Guérin	x	x
<i>Heliofugus impressus</i> Guerin	x	x
<i>Heteromallus sp. 1</i>		x
<i>Heteromallus sp. 2</i>	x	x
<i>Heteromallus sp. 3</i>	x	x
<i>Hibreoleptops sp.</i>	x	x
<i>Lepidoptera sp.</i>	x	x
<i>Lysathia atrocyanea</i> (Phil & Phil)		x
<i>Macromphalia affinis</i> Feishamel		x
<i>Macromphalia sp.</i>		x
<i>Malleco sp.</i>		x
<i>Megalometis spinifera</i> Boh	x	
<i>Mylassa crassicollis</i> (Bl.)		x
<i>Noterapion chilense</i> Kissinger	x	x
<i>Noterapion sp.</i>		x
<i>Oecophoridae sp.</i>	x	x
<i>Omoides flavipes</i> (Blanchard)	x	x
<i>Ormiscodes rufosignata</i> Blanchard	x	x
<i>Osmaria argilla</i> Clarke	x	
<i>Ovipalpus pubescens</i> Solier		x
<i>Pachybrachis gayi</i> (Blanchard)	x	
<i>Paraphractus abbreviatus</i> (Bruner von Wattenwyl)	x	x
<i>Pataya nitida</i> (Phil)	x	
<i>Phytolaema mutabilis</i> Solier	x	x
<i>Polycleptis sp.</i>	x	
<i>Polydrosus nothofagi</i> Kuschel		x
<i>Polydrosus roseus</i> Blanchard		x
<i>Protopsilapha pallens</i> (Blanchard)	x	x
<i>Protopsilapha pyrroptera</i> (Phil & Phil)	x	x
<i>Protopsilapha signata</i> (Blanchard)	x	x
<i>Protopsilapha sp.</i>		x
<i>Psathyrocerus fulvipes</i> Blanch.	x	x
<i>Psathyrocerus sp.</i>	x	x
<i>Pyralidae sp.</i>	x	
<i>Rhynchitomacer apionoides</i> Kusch	x	
<i>Sericoides obesa</i> (Germain)	x	x
<i>Sericoides sp. 1</i>		x
<i>Sericoides sp. 2</i>		x
<i>Sericoides sp. 3</i>		x
<i>Sericoides variegata</i> (Germain)		x
<i>Sericoides viridis</i> (Solier)	x	x
<i>Sphaeriopoeus faber</i> Kuchel		x
<i>Stenophyllia modesta</i> (Blanchard)	x	x

(Continúa)

Cuadro 7: Continuación

Especie	BC	FR
<i>Syncirsodes primata</i> Walter	x	x
<i>Udenus fasciatus</i> Arder	x	x
Total	45	63

El análisis de conglomerados (Encadenamiento promedio ó UPGMA) muestra una mayor similitud entre los bloques del bosque continuo y entre los bloques de los fragmentos, aunque hubo excepciones en dos bloques de bosque continuo (BC6 y BC8) que fueron más similares a los fragmentos que a los otros bloques del mismo hábitat (Fig. 7). Además, en general, los bloques del bosque continuo fueron más similares entre sí que los bloques de los fragmentos (i.e., mayores distancias euclidianas entre los bloques de los fragmentos).

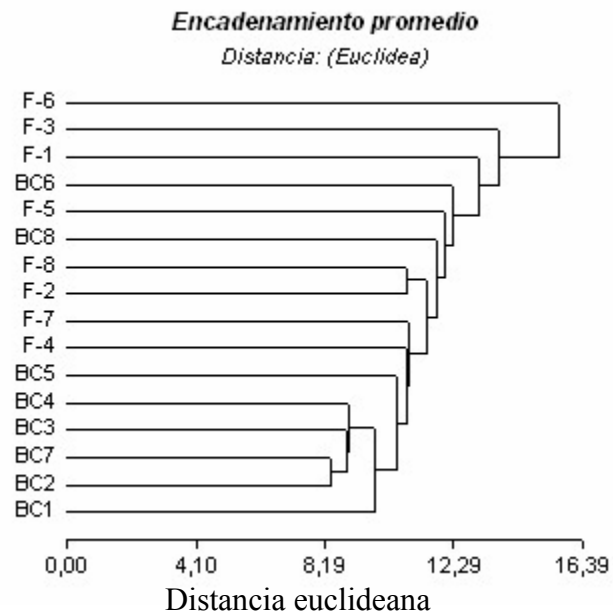


Figura 7: Dendrograma de similitud, considerando la abundancia de las diferentes especies de insectos defoliadores en los 16 bloques (8 del bosque continuo, BC, y 8 de los fragmentos, F).

Relación entre el área de los fragmentos de bosque nativo y la abundancia y la riqueza de especies asociadas a *A. chilensis*.

No hubo una relación significativa entre el área de los fragmentos de bosque Maulino y la abundancia total ($R^2 = 0,0071$; $p = 0,83$) o la riqueza de especies ($R^2 = 0,0022$; $p = 0,91$) de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis*.

Discusión

En el bosque Maulino no se encontraron diferencias en la abundancia total de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis* en el bosque continuo y los fragmentos. Sin embargo, al analizar las abundancias a nivel de orden, familia y especie se observan diferencias de cómo estas reaccionan a la fragmentación del hábitat.

A nivel de orden, sólo Coleoptera en octubre fue más abundante en los fragmentos que en el bosque continuo. A nivel de familias, los efectos variaron según la familia. Chrysomelidae, la familia con mayor abundancia (413 individuos), fue afectada por la fragmentación del hábitat sólo en el mes de octubre, encontrándose una mayor abundancia en los fragmentos. Scarabaeidae, la segunda familia más abundante (107 individuos), fue más abundante desde septiembre a diciembre en el bosque continuo, aunque esta diferencia fue sólo significativa en septiembre. En cambio Elateridae fue siempre más abundante en los fragmentos de bosque nativo.

A nivel de especies, también existió una respuesta diferencial a la fragmentación del bosque Maulino. Por ejemplo, las especies del género *Sericoides*, *S. obesa* y *S. viridis*, fueron afectadas de manera inversa a la fragmentación, siendo la primera más abundante en el bosque continuo y la segunda más abundante en los fragmentos de bosque nativo. En cambio, especies del género *Protopsilapha*, *P. pallens*, y *P. pyrroptera*, responden de la misma manera a la fragmentación, siendo las dos más abundantes en los fragmentos de bosque. Por otro lado, dentro de un mismo género algunas especies fueron afectadas por la fragmentación y otras no, como ocurrió con *Psathyrocerus sp*, que fue más abundante en el bosque continuo en tanto, *Psathyrocerus fulvipes* obtuvo abundancias similares en ambos hábitat.

La riqueza de especies por árbol no fue afectada por la fragmentación del bosque Maulino, aunque en total se encontraron más especies en el conjunto de fragmentos que en el bosque continuo (63 y 45 especies, respectivamente). Tampoco se encontró una relación entre el área de los fragmentos y la abundancia o la riqueza de especies. Sin embargo, la composición de especies de insectos si cambió con la fragmentación del bosque. De las 77 especies capturadas durante el estudio, sólo 30 fueron compartidas por el bosque continuo y los fragmentos, 32 fueron halladas sólo en los fragmentos y 14 sólo en el bosque continuo. La similitud de especies de insectos defoliadores (tanto para el índice de similitud Sorensen como el de Morisita Horn) fue algo superior al interior del bosque continuo, que entre el bosque continuo y los fragmentos y que entre los fragmentos. La menor similitud de

especies entre los fragmentos de bosque es consistente con el mayor número total de especies capturadas en el conjunto de los fragmentos en comparación con el bosque continuo, a pesar de que la diversidad por árbol no varió. Ello sugiere una mayor diversidad gamma (a nivel de paisaje) en los paisajes fragmentados. Esto se puede deber al arreglo espacial de los fragmentos pequeños de bosque nativo, los que al estar separados y cubrir un área geográfica mayor que el bosque continuo capturan una mayor heterogeneidad de hábitats en el paisaje, mecanismo propuesto por Tscharrntke *et al.* (2002). Dado que por motivos logísticos en el bosque continuo no fue posible muestrear árboles en un área similar a la abarcada por el conjunto de los fragmentos, no es posible descartar que la mayor diversidad gamma se deba al mayor espaciamiento (y heterogeneidad de hábitats) de los fragmentos, y no consecuencia de la fragmentación.

Los resultados obtenidos en este estudio, en conjunto con otros realizados en la misma zona, así como los realizados en otros paisajes fragmentados, indican que los efectos de la fragmentación pueden ser variados. La riqueza o abundancia puede disminuir mantenerse o incluso aumentar a medida que el tamaño del fragmento se reduce (Kruess y Tscharrntke, 2000). Por ejemplo, en Alemania la riqueza de especies de mariposas se correlaciona positivamente con el tamaño del fragmento (Tscharrntke *et al.*, 2002); lo mismo ocurre con la riqueza y abundancia de un ensamble de coleópteros en el bosque fragmentado de Fray Jorge, Chile (Barbosa y Marquet, 2002), así como también en coleópteros carroñeros en bosques fragmentados de la Amazonia y de Nueva York (Klein, 1989; Gibbs y Stanton, 2001). Sin embargo, hay evidencias que demuestran el efecto inverso; por ejemplo, en fragmentos de bosque en Hungría y Ucrania, el número total de especies de carábidos (Coleoptera) se correlaciona negativamente con el tamaño del parche (Magura *et al.*, 2001). Revisiones recientes sobre el efecto de la fragmentación del hábitat muestran que las especies responden de manera diferente y con distinta intensidad a la fragmentación del hábitat debido a sus diferentes estrategias de historia de vida (Didham, 1997, Ewers y Didham 2006). Especies de niveles tróficos superiores, especialistas de hábitat, especies con tamaños corporales grandes y con poca capacidad de dispersión son más susceptibles a la fragmentación del hábitat y a la extinción (Ewers y Didham, 2006). Por ello, se hace necesario un conocimiento más profundo de la historia natural de las especies que habitan en el bosque Maulino y de su importancia en el funcionamiento ecosistémico (Jaña y Grez, 2004) y considerar la variabilidad entre grupos taxonómicos o funcionales en el espacio y en el tiempo a la hora de definir planes de conservación de este bosque.

La baja abundancia de insectos defoliadores (con un promedio de $13,91 \pm 0,87$ individuos por árbol) coincide con los bajos niveles de herbivoría (12% de defoliación de tejido vegetal) registrados en el bosque Maulino en adultos de *A. chilensis* (Vásquez *et al.*, 2007) y en plántulas de *Cryptocarya alba* (Vega, 2001). Además, el patrón de abundancia de los insectos herbívoros de más alta representación en el bosque Maulino es coherente con el patrón de defoliación descrito para *A. chilensis* en este bosque. En las primeras cohortes de hojas, al principio de la temporada de expansión foliar (septiembre), la herbivoría es mayor en el bosque continuo que en los fragmentos (Vásquez *et al.*, 2007). Coincidentemente, a principios de la temporada la abundancia de *Sericoides obesa*, insecto de gran tamaño (1 cm. de largo aprox.) y que remueve grandes cantidades de superficie foliar, es significativamente mayor en el bosque continuo que en los fragmentos. Al avanzar en la temporada, las diferencias en herbivoría entre hábitat desaparecen, junto con el incremento

de la abundancia en los fragmentos de insectos como los Chrysomelidae y *Sericoides viridis*. Por ello es muy probable que estos insectos sean los principales responsables de los patrones de defoliación de *A. chilensis* en el bosque Maulino. Observaciones posteriores a este estudio confirman estos patrones de herbivoría y abundancia de insectos herbívoros en el bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino (X. De la Vega, datos no publicados).

Todos los insectos defoliadores encontrados tanto en el bosque continuo como en los fragmentos corresponden a especies nativas. Lo mismo se observó en la fauna de coleópteros asociados a la descomposición de heces de ganado bovino (Bustamante-Sánchez *et al.*, 2004), como también en los insectos herbívoros asociados al follaje de cuatro especies arbóreas (Jaña y Grez, 2004). En otro trabajo realizado en la zona, solamente dos especies de coleópteros epigeos introducidos, asociados a coníferas exóticas, fueron recolectadas en las plantaciones de pino y en muy baja abundancia y nunca fueron capturadas en los fragmentos de bosque Maulino (Grez *et al.*, 2003). La dominancia de especies nativas y la rara ocurrencia de especies de insectos exóticos sugiere que, a pesar de la fragmentación del bosque Maulino y de la gran extensión ocupada por las plantaciones de pino en la zona, no ha ocurrido una llegada masiva y establecimiento de especies invasoras y que la entomofauna nativa estaría relativamente bien conservada. El tipo de matriz que rodea a los remanentes de bosque Maulino sin duda ha ayudado a mantener la fauna. Las plantaciones de pino que están en la zona de la Reserva Nacional Los Queules, pertenecientes a la Forestal Masisa S.A., tienen un manejo tal que permite el establecimiento de un abundante sotobosque, compuesto por numerosas especies nativas, entre otras *A. chilensis*, la que alcanza altas densidades allí. Desde el punto de vista de esta especie, el paisaje puede ser considerado un continuo. Sin embargo, a pesar de esta continuidad en la distribución del maqui, algunos insectos defoliadores son capaces de percibir diferencias en el paisaje, siendo más abundantes ya sea en el bosque continuo o en los fragmentos. Estas diferencias en abundancia podrían deberse a cambios en las condiciones abióticas y bióticas producto de la fragmentación, afectando al maqui y/o a los insectos defoliadores. Así por ejemplo, se sabe que con la fragmentación del bosque Maulino, incrementa la luminosidad y decrece la humedad del suelo (Burgos 2006), incrementa la densidad de *A. chilensis* (N. Lagos, datos no publicados), incrementa la abundancia de aves insectívoras y la insectivoría (González-Gómez *et al.*, 2006), todos factores que podrían ser relevantes para las poblaciones de insectos defoliadores asociados a *A. chilensis*. Además, con la fragmentación de este bosque cambian las abundancias relativas de otras especies arbóreas (Bustamante *et al.*, 2005), lo que también podría ser relevante para estos insectos, considerando que no necesariamente serían especialistas del maqui.

En general, la fragmentación y pérdida del hábitat son consideradas las mayores amenazas para la biodiversidad (Myers, 1988; Groom y Schumaker, 1993; FAO, 2002). Estas perturbaciones son cada vez más frecuentes y muchas veces irreversibles, si no se toman medidas para restaurar el paisaje. Por ello, los fragmentos pequeños de bosque son una realidad. En este estudio, mostramos que la fauna de insectos defoliadores asociados a los fragmentos remanentes de bosque Maulino no sufre grandes cambios respecto al bosque continuo. Es más, el 41,5% de las especies de insectos defoliadores está sólo presente en los fragmentos, e incluso, el conjunto de fragmentos soporta una mayor diversidad de especies nativas que el bosque continuo. Otros grupos de insectos nativos, aves, roedores también

desarrollan abundantes poblaciones en estos fragmentos. Esto sugiere que los fragmentos de bosque Maulino, a pesar de su tamaño o aislamiento, son un importante reservorio de biodiversidad nativa y deben ser conservados (Tschardtke *et al.* 2002, Grez 2005). Ellos son de propiedad privada, lo que hace necesario un plan de manejo público-privado para asegurar la conservación de este bosque (Simonetti *et al.*, 2002, Simonetti, 2006).

CONCLUSIÓN

1. Si bien la abundancia total de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *A. chilensis* no varía con la fragmentación, a nivel de familias y especies si hay efectos, los cuales son taxón-dependiente.
2. La riqueza de especies de insectos defoliadores por árbol no fue afectada por la fragmentación del bosque Maulino, aunque se encontraron más especies en los fragmentos que en bosque continuo (63 y 45 especies, respectivamente).
3. No se encontró una relación entre el área de los fragmentos y la abundancia o la riqueza de especies de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *A. chilensis*.
4. La composición de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *A. chilensis* es afectada por la fragmentación del bosque Maulino, con sólo 30 especies compartidas en el bosque continuo y los fragmentos, siendo todas nativas.
5. Los fragmentos de bosque Maulino deben ser conservados pues son un importante reservorio de fauna nativa.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Jamett, G. and J.A. Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- Aizen, M.A. and P. Feinsinger. 1994a. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentina "Chaco Serrano". *Ecological Applications* 4: 378-392.
- Aizen, M.A. and P. Feinsinger. 1994b. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Arnold A.E. and N.M. Asquith. 2002. Herbivory in a fragmented tropical forest: patterns from islands at Lago Gatun, Panama. *Biodiversity and Conservation*. 11: 1663-1680.
- ArcView GIS versión 8.3 de ESRI.
- Artigas, J.N. 1994. Entomología Económica. Insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos). Editorial Anibal Pinto S.A. Vol. 2, 943 p.
- Barbosa, O. and P.A. Marquet. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia* 132: 296-306.
- Benitez-Malvido, J., G. Garcia-Guzman and I.D. Kossmann-Ferraz. 1999. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. *Biological Conservation* 91: 143-150
- Benitez-Malvido, J. 2001. Regeneration in tropical rainforest fragments, pp.136-145. *In*: Bierregaard Jr., R.O., Gascon C., T.E. Lovejoy, R. Mesquita. (eds.), *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven.
- Bresciano, D., J.A. Simonetti and A.A. Grez. 1999. Edge effects in a mediterranean woodland of central Chile. *J. Medit. Ecol.* 1: 35-40.
- Borror, D.J., C.A. Triplehorn and N.F. Jonson. 1989. *An Introduction to the Study of Insects*, 6th Edition. New York, Saunders College Publishing. 875p.
- Burgos, A. 2006. Depredación pre-dispersión y sus consecuencias sobre la germinación de semillas de *Nothofagus glauca* (Nothofagaceae) en un bosque templado fragmentado. Tesis de Magíster. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. Santiago, Chile, 27p.

- Bustamante-Sánchez, M.A., A.A. Grez and J.A. Simonetti. 2004. Dung decomposition and associated beetles in a fragmented temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 107-120.
- Bustamante, R.O., J.A. Simonetti, A.A. Grez y J. San Martín. 2005. La fragmentación del bosque Maulino y su dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras, pp.555-564. *En* Smith, C., J.J. Armesto y C. Valdovinos. (eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa*. Editorial Universitaria, Santiago. 708p.
- Celis, J., R. Bustamante y J.A. Simonetti. 2002. Herbivoría en bosques fragmentados: crecimiento y sobrevivencia de plántulas de *Aristotelia chilensis*. *En*: XLV Reunión Anual de la Sociedad de Biología de Chile. Pucón 12-16 de noviembre, Chile. 51p.
- Didham, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. *In*: Watt, A. D.; Stork, N.E.; Hunter, M.D. (eds.). *Forests and insects*. Chapman and Hall. London, U.K. 303-320p.
- Donoso, D.S., A.A. Grez and J.A. Simonetti. 2004. Effect of forest fragmentation on the granivory of differently-sized seeds. *Biological Conservation* 115: 63-70.
- Echeverría, C, D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130(4): 481-494.
- Ewers, R. and R. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81: 117-142.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2002. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000*. Roma, Italia. 367p.
- Gibbs, J.P. and E. J. Stanton. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites and flies. *Ecological Applications* 11: 79-85.
- Gonzalez-Gomez P, C.F. Estades and J.A. Simonetti. 2006. Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecologia* 148(1):137-143.
- Grez, A.A., R.O. Bustamante, J.A. Simonetti and L. Fahrig. 1997. Landscape ecology, deforestation and habitat fragmentation: the case of the rui forest in Chile. *In*: Salinas-Chávez, E. and J. Middleton. (eds.). *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*. Disponible en: www.brooku.ca/epi/lebk/lebk.html. Leído el 15 de mayo de 2006.
- Grez, A.A., PO. Moreno y M. Elgueta. 2003. Coleópteros (Insecta, Coleoptera) epigeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 9-18.

- Grez A.A. 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. 565-572 p. *En*: Smith-Ramírez, C., J. Armesto y C. Valdovinos, Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, 708p.
- Groom, M.J. and N. Schumaker. 1993. Evaluating landscape change: pattern of worldwide deforestation and local fragmentation. 24-44 pp. *In*: Kareiva, P.M., J.G. Kingsolver and R.B. Huey. (eds.). Biotic interactions and global change. Sinauer, Sunderland. 559p.
- Henríquez, C. 2004. Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas en *Lapageria rosea*. *Revista de Historia Natural* 77: 177-184.
- InfoStat. 2006e-3. Infostat/Estudiantil, versión 2.006e. Grupo Infostat/FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.
- Jaña R. y A.A. Grez. 2004 Insectos herbívoros en el bosque Maulino: un ecosistema Fragmentado. *Revista Chilena de Entomología* 30: 27-43.
- Kattan, G. and C. Murcia. 2003. A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation, pp.183-200. *In*: Bradshaw; G. and P. Marquet. (eds.). Ecological Studies. Vol. 162. How Landscapes changes. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, Germany.
- Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715- 1725.
- Krebs, C. 1989. Ecological Methodology. Harper and Row. New York, U.S.A. 654p.
- Kruess, A., and T. Tschardt. 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia* 122:129-137.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Magura, T., V. Kodobocz and B. Tóthmérész. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28: 129-138.
- McArthur, R.H. and E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N. J, U.S.A. 192p.

- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA, Vol. 1, España, 84 p.
- Myers, N. 1988. Tropical forest and their species. Going, going....? pp.28-35. *In*: Wilson, E.O. (eds.). Biodiversity. Nacional Academic Press. 538p.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* 403:853–858.
- Niemeyer, H., R. Bustamante, J. Simonetti, S. Teillier, E. Fuentes y J. Mella. 2002. Flora frecuente en la zona de estudio de la reserva: claves para familia y especies, 4-37 p. *En*: Historia Natural de la Reserva Nacional Río Clarillo: Un espacio para Aprender Ecología. Impresos Socias. Santiago, Chile. 332p.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Ricklefs, R. and G. Miller. 1999. Herbivory and Parasitism, pp.479-501. *In*: H. Freeman and Company. (eds.). Ecology. 4th Ed. New York, U.S.A
- Rodríguez, R., O. Matthei y M. Quezada. 1983. Flora arbórea de Chile. (eds.). Universidad de Concepción, Concepción. 408p.
- Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia* 93: 25-30.
- Saavedra, B. and J.A. Simonetti. 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Microbiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: their implications for biogeography and conservation. *Mammalia* 65: 96-100.
- San Martín , J. y C. Donoso. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas, pp.153-168. *En*: Armesto, J., C. Villagrán y M. Arroyo. (eds.). Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 488p.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs and C.R Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Simonetti J.A., A.A. Grez y R.O. Bustamante. 2002. El valor de la matriz en la conservación ambiental. *Ambiente y Desarrollo* 18: 116-118.
- Simonetti, J.A. 2006. Conservación de biodiversidad en ambientes fragmentados: El caso del bosque Maulino.215-229p. *En*: Grez A.A., J.A. Simonetti y R.O. Bustamante. (eds.) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 231p.

- Statistica 6, Statsoft. 2001. Statistica Data Análisis Software System, ver.6. Statsoft. Inc Tulsa, USA <www.statsoft.com> [consulta: 08/11/2006].
- Strong, D.R., J.H. Lawton and S. Southwood. 1984. Insects on plants: community patterns and mechanisms. Harvard University Press, Cambridge, Massachusets, U.S.A.313p.
- Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. and C. Thies. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insects communities of grassland- cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363.
- Vásquez P.A., A.A. Grez, R.O. Bustamante and J.A. Simonetti. 2007. Herbivory, foliar survival and shoot growth in fragmented populations of *Aristotelia chilensis*. *Acta Oecologica* 31: 48-53.
- Vega, M. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la herbivoría en plántulas de *Cryptocarya alba*. Memoria de Título Medico Veterinario. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Santiago, Chile. 79p.
- Vergara, P.M. and J.A. Simonetti. 2004. Avian response to forest fragmentation in central Chile. *Oryx (International Journal of Conservation)* 38(4): 1-6.
- Wilcove, D., C. McLellan and A. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone, pp.237-256. *In*: M. Soulé. (eds.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusets, U.S.A.

