

Seminario de Título

UCH-FC
B. Ambiente
B982
C1

Entregado a la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile
para optar el Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente

LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE MAULINO Y SUS EFECTOS SOBRE LOS COLEÓPTEROS ASOCIADOS A LA DESCOMPOSICIÓN DE HECES

MARCELA ANDREA BUSTAMANTE SÁNCHEZ

Dirigida por:
M. Sc. Audrey A. Grez
Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias
Universidad de Chile

Santiago de Chile, 29 de Mayo de 2003





**INFORME DE APROBACION DE SEMINARIO DE TITULO DE
PREGRADO**

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, que el Seminario de Título presentado por la candidata:

MARCELA ANDREA BUSTAMANTE SANCHEZ

Ha sido aprobado por la Comisión de Seminario de Título, como requisito parcial para optar al Título Profesional de Biólogo con Mención en Medio Ambiente, en el Examen Privado de defensa de Seminario de Título, rendido el día 29 de Mayo 2003.

Comisión Revisora

Dr. Italo Serey

I. Serey

Dr. Ramiro Bustamante

R. Bustamante

Sr. Marcos Beeche

M. Beeche

Director Seminario de Título

M.Sc. Audrey A. Grez

A. Grez

La fragmentación del bosque Maulino y sus efectos sobre los coleópteros asociados a la descomposición de heces.

Marcela A. Bustamante-Sánchez*

* Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile

La fragmentación del hábitat puede incluir la pérdida de especies desde los fragmentos de bosque remanente o cambios en la abundancia de las especies entre hábitats que difieren en área, estructura o en las características del borde. En este estudio, se examinaron los efectos de la fragmentación del bosque Maulino sobre el ensamble de coleópteros asociados a heces de bovino y sobre la descomposición de estas heces en un bosque continuo, fragmentos de bosque remanente y en la matriz de plantaciones de pino que rodean al bosque nativo. Se abordaron las siguientes preguntas: (1) ¿La fragmentación del bosque Maulino afecta la composición del ensamble de coleópteros asociados a las heces? (2) ¿Disminuye la abundancia y riqueza de especies del ensamble de coleópteros asociados a las heces en los fragmentos de bosque remanente? (3) ¿La descomposición de heces disminuye en los fragmentos de bosque remanente? (4) ¿Se produce un efecto borde sobre el ensamble de coleópteros asociados a las heces y sobre la descomposición de heces? (5) ¿Los cambios en el ensamble de coleópteros producto de la fragmentación se asocian con cambios en la descomposición de heces?. La fragmentación del bosque Maulino no cambió significativamente la composición del ensamble de coleópteros. La abundancia y riqueza de coleópteros fueron significativamente más bajas en los fragmentos de bosque remanente luego de nueve días de exposición de las heces al sitio de estudio, desapareciendo posteriormente estas diferencias. La descomposición de heces fue similar entre los hábitats. La abundancia de coleópteros en el bosque continuo fue mayor en los centros que en los bordes y sólo en este hábitat se manifestó un efecto borde sobre la descomposición, siendo ésta mayor en el borde. Los cambios en el ensamble de coleópteros no se asociaron con los cambios en la descomposición de heces. La presencia de especies nativas tanto en el bosque continuo, fragmentos y matriz, y el mantenimiento de procesos ecológicos como la descomposición de heces, muestran que en el mosaico de hábitats presentes en el bosque Maulino aún se conserva la diversidad composicional y funcional.

Palabras Claves: Bosque templado, Chile, fragmentación, efecto borde, insectos, descomposición.

Habitat fragmentation may include the loss of species from isolated fragments or changes in species abundance among habitat that differs in area, structure, or edge characteristics. In this study was examined the effects of Maulino forest fragmentation on the associated dung beetle assemblage and on dung decomposition in a continuous forest, forest fragments and pine plantations surrounding the native forest. It is addressed the following questions: (1) Does Maulino forest fragmentation alter the species composition of the beetle assemblage associated to dung? (2) Are the abundance and species richness of the beetle assemblage associated to dung reduced in forest fragments? (3) Is the dung decomposition reduced in forest fragments? (4) Does Maulino forest fragmentation produce an edge effect on beetle associated to dung and on dung decomposition? (5) Are the changes on beetle assemblage associated with the changes on dung decomposition?. The Maulino forest fragmentation did not significantly change the beetle assemblage composition. Beetle abundance and species richness were lower in the forest fragments than in the continuous forest after nine days of experimental setting. Beetle abundance in the continuous forest was higher in the interior than in the border, and only in the continuous forest there was an edge effect on dung decomposition, with a higher decomposition in the border. Changes in beetle assemblage were not associated with changes in dung decomposition. The presence of native beetle species in continuous forest, forest fragments and the matrix and the maintenance of ecological process such as dung decomposition show that in the habitat mosaics presents in the Maulino forest still is preserved compositional and functional diversity.

Key Words: *Temperate forest, Chile, fragmentation, edge effect, insects, decomposition.*

Introducción

Las actividades humanas han aumentado la fragmentación y deforestación de los bosques nativos alrededor del mundo. La fragmentación del hábitat usualmente ocurre junto con una pérdida de hábitat e involucra la ruptura de paisajes continuos en fragmentos de bosque pequeños, a menudo aislados entre sí y rodeados por una matriz de uso humano (Primack, 1993; Wilson & Perlman, 2000). Los hábitats fragmentados contienen mucho más borde que los paisajes continuos, por lo tanto en ellos la magnitud del efecto borde es mayor. Éste se manifiesta a través de cambios físicos, como viento, temperatura y humedad (Saunders et al., 1991) y a través de cambios bióticos, como

aumento o disminución en la abundancia y riqueza de especies o la generación de nuevas interacciones ecológicas principalmente en la periferia de los fragmentos (Murcia, 1995). Además, la fragmentación del hábitat puede afectar procesos ecológicos tales como la descomposición de la materia orgánica, lo que se podría manifestar en alteraciones en la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Naeem et al., 1994; Didham et al., 1996; Chapin et al., 1997).

Mediante el proceso de descomposición, la materia orgánica muerta se convierte en CO₂ y nutrientes inorgánicos. El ambiente físico, la calidad del sustrato y la composición de la comunidad animal regulan la tasa de descomposición. La descomposición se realiza

principalmente por la remoción de los materiales solubles desde la materia orgánica en descomposición, por la actividad química de microbios heterotróficos y por la actividad alimenticia de los animales del suelo. Estos últimos afectan fuertemente la descomposición por medio de la desintegración de la materia orgánica, del consumo de microbios del suelo y la mezcla de la materia orgánica con el suelo mineral (Warning & Schlesinger, 1985; Packham et al., 1992; Coleman & Crossely, 1996). La pérdida o exclusión de los invertebrados del suelo puede reducir la tasa de descomposición, y por lo tanto el ciclaje de nutrientes, indicando el importante rol de la fauna en este proceso ecosistémico (Swift et al., 1979; Verhoef & Brussaard, 1990).

Los insectos participan en la descomposición de la materia orgánica. Sin embargo, pocos estudios han analizado cómo la fragmentación de los bosques afecta a la comunidad de insectos descomponedores (Howden & Nealis, 1975; Gibbs & Stanton, 2001; Estrada, 2002; Halfiter & Arellano, 2002) y cómo esta se relaciona con la tasa de descomposición (Klein, 1989). Los insectos responden diferencialmente a la fragmentación de los bosques. En la Amazonia central, Brazil, la riqueza y abundancia de especies de coleópteros coprófagos y carroñeros junto con las tasas de descomposición disminuye en fragmentos de menor tamaño (Klein, 1989). Lo mismo ocurre con los coleópteros carroñeros en bosques fragmentados en Nueva York, Estados Unidos,

cuya riqueza de especies se reduce en un tercio y su abundancia en dos tercios en fragmentos más pequeños. Sin embargo, en este último lugar los dípteros son más abundantes que en el bosque continuo (Gibbs & Stanton, 2001). Los coleópteros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) son un grupo de insectos descomponedores muy estudiado (e.g., Klein, 1989; Lomolino & Creighton, 1996; Roslin, 2001). Ellos, al enterrar heces como alimento para ellos mismos y su descendencia, contribuyen al funcionamiento de los ecosistemas aumentando el contenido de materia orgánica del suelo, lo cual se traduce en varios beneficios para las plantas, como una mayor disponibilidad de nutrientes y una mejor capacidad para mantener agua (Klein, 1989; Gibbs & Stanton, 2001).

En el sur de Chile, la necesidad de tierras agrícolas y de pastoreo, y más recientemente, un aumento de plantaciones de árboles exóticos para satisfacer una creciente necesidad para producción de madera y pulpa, han resultado en una fragmentación y reducción del área originalmente ocupada por los bosques nativos (San Martín & Donoso, 1997). En particular el bosque Maulino, distribuido en Chile central entre 35°55' S y 37°20' S y entre 100 y 900 msnm, ha sido desforestado y altamente fragmentado, quedando hoy en día como un mosaico de unos pocos fragmentos de bosque aislados y rodeados por plantaciones de pino Monterrey (*Pinus radiata* D. Don) (Bustamante & Castor, 1998; Grez et al., 1998). Este bosque

alberga varias especies endémicas y en peligro de extinción (Benoit, 1989) como *Gomortega keule* (Mol.) Baillon (queule), el único representante de la primitiva familia Gomortegacea, *Nothofagus alessandrii* Esp. (ruil), la especie más antigua de la familia Fagaceae, *Pitavia punctata* (R. et P.) Mol. (pitao) y *Berberidopsis corallina* Hook.f. (michay rojo).

En este trabajo se estudió experimentalmente el efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre el ensamble de coleópteros asociados a heces de bovino y sobre la tasa de descomposición de estas heces. La fragmentación fue entendida como la reducción de la cantidad de hábitat que produjo fragmentos de bosque más pequeños, aislados entre sí por una matriz de composición distinta al bosque nativo original. Se abordaron las siguientes preguntas: (1) ¿La fragmentación del bosque Maulino afecta la composición del ensamble de coleópteros asociados a heces de bovino? (2) ¿Disminuye la abundancia y riqueza de especies del ensamble de coleópteros asociados a las heces en los fragmentos de bosque remanente? (3) ¿La descomposición de heces disminuye en los fragmentos de bosque remanente? (4) ¿Se produce un efecto borde sobre el ensamble de coleópteros asociados a las heces y sobre la descomposición de heces? (5) ¿Los cambios en el ensamble de coleópteros producto de la fragmentación se asocian con cambios en la descomposición de heces?

Materiales y Métodos

Área de estudio

Comparamos el ensamble de coleópteros asociados a las heces y la descomposición de éstas en un bosque continuo (BC) ubicado en la costa de Chile central (región del Maule, 35°55' S y 72°41' E), en tres fragmentos de bosque nativo (FB) y en tres sectores de plantaciones de pino (PP) que rodean al bosque nativo (Fig. 1).

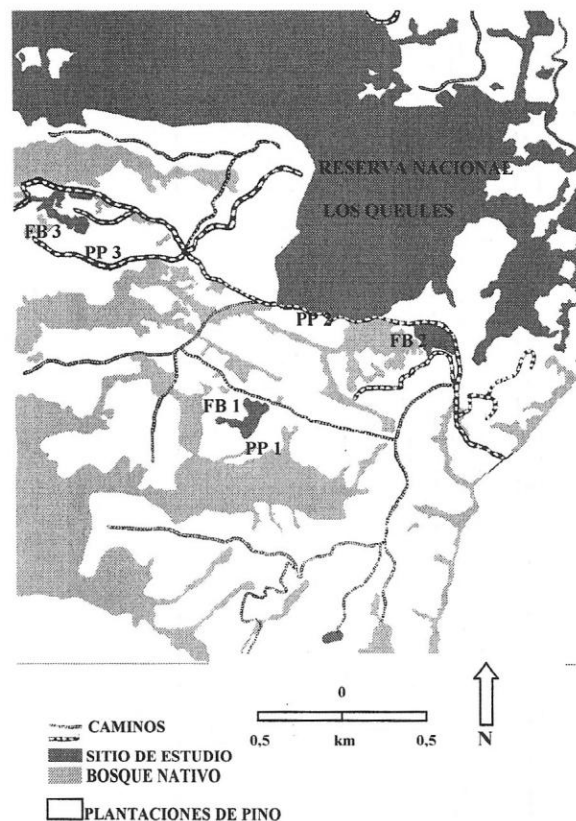


Figura 1. Mapa del sitio de estudio que muestra el bosque continuo (Reserva Nacional Los Queules), los fragmentos de bosque nativo (FB) y los sectores de las plantaciones de pino (PP) utilizados en el estudio.

El BC incluye a la Reserva Nacional Los Queules (35°59'19''S, 72°41'15''O), una de las dos únicas áreas destinadas a preservar el bosque Maulino en Chile. Esta Reserva cubre 147 ha, pero es parte de un bosque continuo de propiedad privada, sumando un total de 600 ha, una de las áreas más grandes de bosque Maulino disponibles actualmente. Los FB son remantes de bosque nativo con tamaños que varían de 3 a 5 ha. El BC y los FB tienen una vegetación similar dominada por *N. glauca* (hualo), *N. obliqua* (Mirb.) Oerst (roble), *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (peumo), *Gevuina avellana* (Mol.) (avellano), todas especies representativas del bosque Maulino (San Martín & Donoso, 1997). El BC y los FB están rodeados por una matriz compuesta por plantaciones de *P. radiata* de 20 años de edad, la cual presenta un sotobosque desarrollado que alberga unas pocas especies de árboles nativos dominados por *N. glauca*, arbustos nativos sucesionales tempranos como *Aristotelia chilensis* (Mol.) Stuntz (maqui) y especies exóticas como *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (teline) y *Rosa moschata* Hermm (rosa mosqueta).

Trabajo de campo

El trabajo de campo se realizó entre noviembre de 2001 y enero de 2002 y consistió en distribuir heces de bovino sobre el área experimental para evaluar su fauna de coleópteros asociada y su descomposición.

Debido a la necesidad de grandes cantidades de heces para realizar el experimento, se decidió usar heces de ganado vacuno colectadas un día antes del inicio del experimento. Las heces fueron retiradas desde un criadero de vacunos cuyos animales no estaban tratados con antibióticos ni antiparasitarios para evitar algún efecto negativo sobre el ensamble de coleópteros (Floate, 1998). Además, esto permitió utilizar heces con el mismo origen y edad, y al haber sido recolectadas fuera del sitio de estudio nos permitió igualar la experiencia previa que pudieran haber tenido los insectos frente a las heces del lugar. Las heces fueron mezcladas para obtener muestras homogéneas. Potes de 100 ml (8 cm de diámetro por 2 cm de alto) fueron llenados con heces frescas. Al vaciar los potes sobre el terreno se produjeron heces de igual forma y tamaño. Cada hez fue instalada en el suelo sobre una malla de fibra de vidrio de 20 x 20 cm (9 mm² de tamiz) la que evitó la pérdida de heces y por lo tanto una eventual sobreestimación de la descomposición. Para evaluar el efecto borde y el efecto de la fragmentación, se dispusieron las heces en los centros y bordes de cada hábitat: BC, PP y FB. Los bordes fueron considerados como los primeros 10 m desde el borde hacia el interior del bosque nativo o hacia el interior de las plantaciones de pino. En los FB se identificaron los centros geométricos a través de GPS. En el BC el centro fue considerado como un lugar localizado a lo menos a 100 m desde el borde más cercano, esto debido a que el efecto borde

generalmente no penetra más de 50-100 m (Murcia, 1995; Laurance et al., 2002). Para identificar si los coleópteros u otros insectos eran responsables de la descomposición de las heces, algunas de ellas fueron excluidas en unas estructuras de metal con forma de paraguas de 30 cm de diámetro y 50 cm de alto. Esta estructura se cubrió con una gasa de 1 mm² de tamiz en cuyo interior se dejaron las heces.

Todas las heces fueron instaladas el 14 de noviembre de 2001. Cada 10 m, en transectos lineales, se depositaron grupos de cuatro heces (separadas 1 m entre sí) en los bordes y centros del BC, FB y PP (Fig. 2).

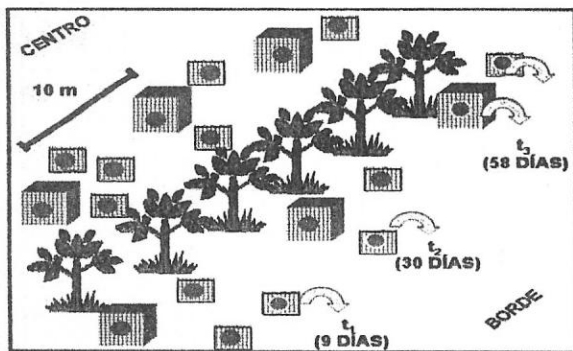


Figura 2. Diseño experimental. t_1 , t_2 y t_3 : fechas de muestreo.

Tres de las cuatro heces se dejaron libremente expuestas a la actividad de la fauna mayor a 1 mm² y una de ellas se introdujo en la exclusión. Un total de 540 heces expuestas y 180 excluidas se distribuyeron en el área experimental. Después de nueve (t_1), 30 (t_2) y 58 (t_3) días de haber ubicado las heces en el sitio de estudio, una de las heces expuestas, fue removida. Así, en cada fecha de muestreo removimos 60 heces desde el BC (30 desde el borde y 30 desde el centro), 20 desde cada FB

(10 desde el borde y 10 desde el centro de los tres FB) y 20 desde cada PP (10 desde el borde y 10 desde el centro de los tres sectores de PP). Todas las heces excluidas fueron retiradas a los 58 días.

Trabajo de laboratorio

La descomposición fue evaluada a través de la pérdida de peso seco de las heces después de cada fecha de muestreo (t_1 , t_2 y t_3). Esta se estimó como la diferencia entre el peso seco inicial y el peso seco final de las heces. Para determinar el peso seco inicial, se secaron 30 heces en un horno a 100°C y luego se pesaron. Para los cálculos de la descomposición fue utilizado el valor medio del peso seco inicial obtenido desde estas muestras. Las heces se transportaron desde el sitio de estudio hasta el laboratorio en bolsas de plástico. Los coleópteros se extrajeron manualmente desde las heces, los que fueron preservados en alcohol al 70% para posteriormente cuantificarlos e identificarlos taxonómicamente. Las heces desintegradas fueron secadas a 100°C y posteriormente pesadas para obtener el peso seco final. Los coleópteros fueron identificados por medio de claves taxonómicas y/o por comparación con colecciones de referencia del Museo de Historia Natural de Santiago.

Análisis de datos

Las comparaciones, se realizaron agrupando las heces de los tres fragmentos y las de los tres

sectores de la matriz (Fig. 1). Se registró la descomposición de las heces, y la composición, número de especies (S) y número de individuos (N) de coleópteros en cada hez. Para comparar la descomposición de heces, S y N por mg de hez entre hábitats, ubicación y fecha de muestreo se utilizó un análisis de varianza (ANDEVA) de medidas repetidas con la fecha de muestreo como medida repetida (Sokal & Rohlf, 1995). Debido a que los datos obtenidos no cumplieron con el supuesto de esfericidad, se empleó el estimador Greenhouse-Geisser para disminuir los grados de libertad del estadístico F y así evitar cometer el error Tipo I (Scheiner & Gurevitch, 1993). La descomposición de heces, S y N en las heces excluidas fueron comparadas con los datos de las heces expuestas de la tercera fecha de muestreo (t_3) a través de un ANDEVA de tres vías. La similitud en la composición de especies entre los seis hábitats estudiados (bordes y centros de BC, PP y FB) fue evaluada con el coeficiente de similitud de Morisita (Krebs, 1989). Con los valores de similitud obtenidos desde la matriz de asociación entre los sitios de estudio se construyó un dendrograma, usando el algoritmo de agrupación UPGMA (Sneath & Sokal, 1973). Para determinar la significancia estadística de las agrupaciones observadas se realizó una prueba de aleatorización. La estructura original de la matriz fue reordenada azarosamente usando el algoritmo de aleatorización RA4 definido por Lawlor (1980). Para computar pseudo valores de similitud a

partir de las matrices de asociación entre los sitios se realizó un remuestreo aleatorio con reemplazo. Se efectuaron 1.000 remuestreos aleatorios de las frecuencias de especies en cada matriz de asociación entre los seis sitios de estudio, generando así 15.000 pseudo valores los que fueron graficados como histograma de frecuencia. La similitud mayor a la esperada por el azar se obtuvo mediante la identificación de los valores que sobrepasaron el percentil 95 de la distribución nula de las medidas de similitud.

Resultados

Efecto de la fragmentación sobre la abundancia de coleópteros

En total, se colectaron 2.863 coleópteros pertenecientes a 16 familias y 37 especies (1.712 individuos de 20 especies en el BC, 700 individuos de 16 especies en las PP y 451 individuos de 22 especies en los FB) (Tabla 1). Se colectó un mayor número de individuos después de nueve días que después de la segunda y tercera fecha de muestreo. En t_1 , las especies más abundantes fueron *Acrotrichis chilensis* (n=276) y *Atheta obscuripennis* (n=539), representando el 87 % del número total de individuos colectados en esa fecha. En t_2 , las especies más abundantes fueron *Plesiomalota merula* (n=99), *Arthrobrachus* sp. (n=95), *Namunaria angustata* (n=76) y *Dasymera* sp. (53), las cuales constituyeron el

Tabla 1. Número total de individuos de las especies de coleópteros asociados a heces de bovino encontrados en el Bosque Continuo (BC), Plantaciones de Pino (PP) y Fragmentos de bosque (FB) en cada fecha de muestreo (9, 30 y 58 días) y en los experimentos de exclusión.

especies		Número total de individuos											
		9 días			30 días			58 días			Exclusión		
		BC	PP	FB	BC	PP	FB	BC	PP	FB	BC	PP	FB
Acanthoceridae	<i>Martinezostes asper</i> (Phil.)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biphyllidae	<i>Diplocoelus</i> sp.	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Carabidae	<i>Cyanotarus andinus</i> (Germ.)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Carabidae	<i>Euproctinus fasciatus</i> (Solier)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ciidae	<i>Cis</i> sp.	0	0	0	0	0	5	23	0	0	0	0	0
Coleoptera	<i>Coleoptera</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	<i>Coleoptera</i> sp. 2	0	0	0	1	3	1	1	0	0	0	0	0
Crysomelidae	<i>Crysomelidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0
Crysomelidae	<i>Psathyrocerus</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Curculionidae	<i>Apion</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Histeridae	<i>Phelister vibius</i> (Marseul)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lathridiidae	<i>Aridius</i> sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Leiodidae	<i>Eupelates</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Leiodidae	<i>Leiodidae</i> sp.1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leiodidae	<i>Leiodidae</i> sp.2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	<i>Arthrobachus</i> sp.	0	0	0	27	59	9	33	40	16	112	22	23
Nitidulidae	<i>Carpophilus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptiliidae	<i>Acrotrichis chilensis</i> (F. & G.)	180	70	26	1	16	11	0	0	0	0	0	0
Ptinidae	<i>Ptinus</i> sp. 1	3	2	1	11	0	28	148	44	2	767	39	168

Ptinidae	<i>Ptinus</i> sp. 2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Atheta obscuripennis</i> (Solier)	326	173	40	16	1	1	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Baeocera</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Bolitobius unicolor</i> (F. & G.)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Conosomus</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Conosomus</i> sp. 2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Conosomus</i> sp. 3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Dasymera</i> sp.	0	19	0	0	51	2	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Kainolimus socius</i> (Ful.)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Leptoglossula sculpticollis</i> (Flauvel)	1	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Loncovilius discoideus</i> (F. & G.)	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Omaliopsis russata</i> (F. & G.)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Plesiomalota merula</i> (Flauvel)	6	1	26	32	20	47	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Spanioda spectrum</i> (Flauvel)	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidae	<i>Spanioda</i> sp.	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	<i>Allecula</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	<i>Apocrypha</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Zopheridae	<i>Namunaria angustata</i> (Solier)	0	7	0	3	65	8	0	51	1	0	0	1
Número total de individuos		532	287	114	93	217	119	208	135	26	880	61	192
Número total de especies		12	12	10	9	9	16	6	3	4	3	2	3

Tabla 2. Resultados del ANDEVA de medidas repetidas para el efecto del hábitat (BC, PP y FB), ubicación dentro de cada hábitat (borde, centro) y fecha de muestreo (9, 30 y 58 días), sobre la abundancia total del ensamble de coleópteros (número de individuos/mg de hez). P* es la probabilidad no ajustada, P aj., es la probabilidad ajustada basada sobre el valor de epsilon del estimados Greenhouse-Geisser.

Fuente de variación	GL	CM	F	P*	P aj.
Hábitat	2	8,06	22,48	< 0,01	
Ubicación	1	0,02	0,07	0,78	
Hábitat*ubicación	2	0,41	1,16	0,31	
Error	170	0,35			
Fecha	2	4,32	13,14	< 0,01	< 0,01
Hábitat* fecha	4	2,87	8,72	< 0,01	< 0,01
Ubicación*fecha	2	5,01	15,23	< 0,01	< 0,01
Hábitat*ubicación*fecha	4	2,21	6,72	< 0,01	< 0,01
Error	340	0,32			
Greenhouse-Geisser $\epsilon = 0,952$					

75 % de los 429 individuos encontrados. En t_3 , las especies más abundantes fueron *Arthrobrachus* sp. (n=89), *N. angustata* (n=52) y *Ptinus* sp. 1 (n=194) correspondiendo al 91 % del total de individuos colectados.

Los resultados del ANDEVA de medidas repetidas para la abundancia total de coleópteros se presentan en la Tabla 2. En general, el número medio de individuos/mg de hez fue mayor en el BC y menor en las PP y FB, sin embargo, este patrón cambió entre fechas de muestreo. En t_1 , en el BC hubo $0,90 \pm 0,12$ individuos/mg de hez, valor que fue tres y seis veces más alto que el de las PP ($0,34 \pm 0,10$) y los FB ($0,14 \pm 0,02$), en la segunda fecha de

muestreo no hubo diferencias sobre el promedio entre hábitats y en t_3 el número de individuos/mg de hez fue 16 veces mayor en el BC ($0,48 \pm 0,12$) que en los FB ($0,03 \pm 0,01$). Sólo se manifestó un efecto borde sobre el número de individuos en el BC en t_1 y en t_3 (Tabla 2), presentándose en t_1 dos veces más individuos en el centro que en el borde, mientras que en t_3 hubo ocho veces más individuos en el borde. En los FB no se manifestó un efecto borde en ninguna de las fechas de muestreo. El número de individuos disminuyó significativamente a través del tiempo, pero sólo en el BC y PP (Fig. 3).

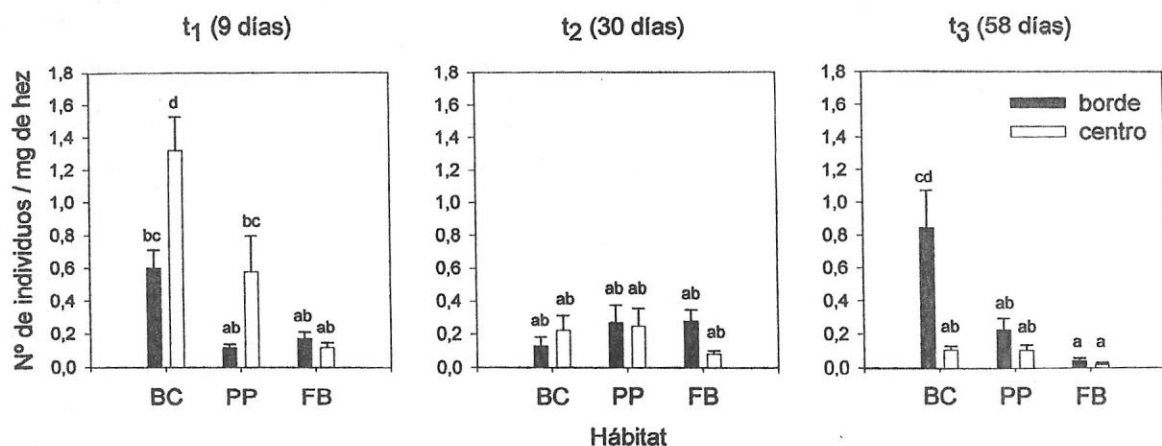


Figura 3. Abundancia total de coleópteros asociados a las heces de bovino en los bordes y centros cada hábitat para cada una de las fechas de muestreo (9, 30 y 58 días). Se muestran los valores medios \pm 1 ee. (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino y FB = fragmentos de bosque).

Tabla 3. Resultados del ANDEVA de medidas repetidas para el efecto del hábitat (BC, PP y FB), ubicación dentro de cada hábitat (borde, centro) y fecha de muestreo (9, 30 y 58 días), sobre la abundancia (número de individuos / mg de hez) de las cinco familias más abundantes.

Familias	Melyridae		Zopheridae		Ptiliidae		Ptinidae		Staphylinidae		
	GL	CM	F	CM	F	CM	F	CM	F	CM	F
Hábitat	2	1,81	4,13*	25,37	11,92**	9,68	6,20*	28,20	5,39**	104,3	5,09**
Ubicación	1	1,45	3,30	4,08	1,92	0,12	2,11	35,18	6,74**	291,3	4,21**
Hábitat*ubicación	2	5,92	13,50**	5,82	2,73	6,66	1,39	41,45	7,93**	139,4	6,80**
Error	170	0,05		0,02		0,07		0,04		0,2	
Fecha	2	11,36	25,89**	6,82	3,20*	128	6,76**	55,57	10,64**	627,4	0,60**
Hábitat*fecha	4	1,97	4,48**	4,41	2,07	7,98	7,94**	34,52	6,61**	104,4	5,09**
Ubicación*fecha	2	0,56	1,28	3,89	1,83	3,20	4,85**	29,63	5,67**	316,5	15,44**
Hábitat*ubicación*fecha	4	1,78	4,06*	3,75	1,76	5,38	1,12	45,88	8,78**	71,8	3,50**
Error	340	0,04		0,01		0,07		0,04		0,2	

*P<0,05; **P<0,01, probabilidades ajustadas basadas sobre el valor de epsilon del estimador Greenhouse-Geisser.

De las cinco familias capturadas más abundancia (Tabla 3). Cuatro de ellas frecuentemente (i.e., más de 40 capturas), presentaron un mayor número de Staphylinidae y Ptiliidae fueron más abundantes individuos/mg de hez en el BC que en los FB, en t_1 con una disminución en t_2 y posterior desaparición en t_3 . Ptinidae, Zopheridae y Melyridae, en cambio, mostraron un patrón contrario, con bajas o nulas abundancias en t_1 y un aumento en el número de individuos hacia la última fecha (Fig. 4). Las cinco familias mostraron un efecto del hábitat sobre la

abundancia (Tabla 3). Cuatro de ellas presentaron un mayor número de individuos/mg de hez en el BC que en los FB, mientras que una (Zopheridae) presentó una mayor abundancia en las PP (Fig. 4). Sólo en dos familias se manifestó un efecto borde sobre la abundancia. En Staphylinidae (t_1) se presentó un mayor número de individuos en el centro del BC y PP, mientras que en Ptinidae (t_3) el mayor número de individuos se presentó en el borde.

Tabla 4. Resultados del ANDEVA de medidas repetidas para el efecto del hábitat (BC, PP y FB), ubicación dentro de cada hábitat (borde, centro) y fecha de muestreo (9, 30 y 58 días), sobre la riqueza de especies del ensamble de coleópteros (número de especies/mg de hez). P* es la probabilidad no ajustada, P aj., es la probabilidad ajustada basada sobre el valor de epsilon del estimador Greenhouse-Geisser.

Fuente de variación	GL	CM	F	P*	P aj.
Hábitat	2	0,07	7,62	< 0,01	
Ubicación	1	0,00	0,04	0,84	
Hábitat*ubicación	2	0,04	3,87	0,02	
Error	170	0,01			
Fecha	2	0,17	20,98	< 0,01	< 0,01
Hábitat*fecha	4	0,05	6,18	< 0,01	< 0,01
Ubicación*fecha	2	0,02	1,97	0,14	0,14
Error	340	0,01			
Hábitat*ubicación*fecha	4	0,02	2,12	0,07	0,08
Greenhouse-Geisser $\epsilon = 0,903$					

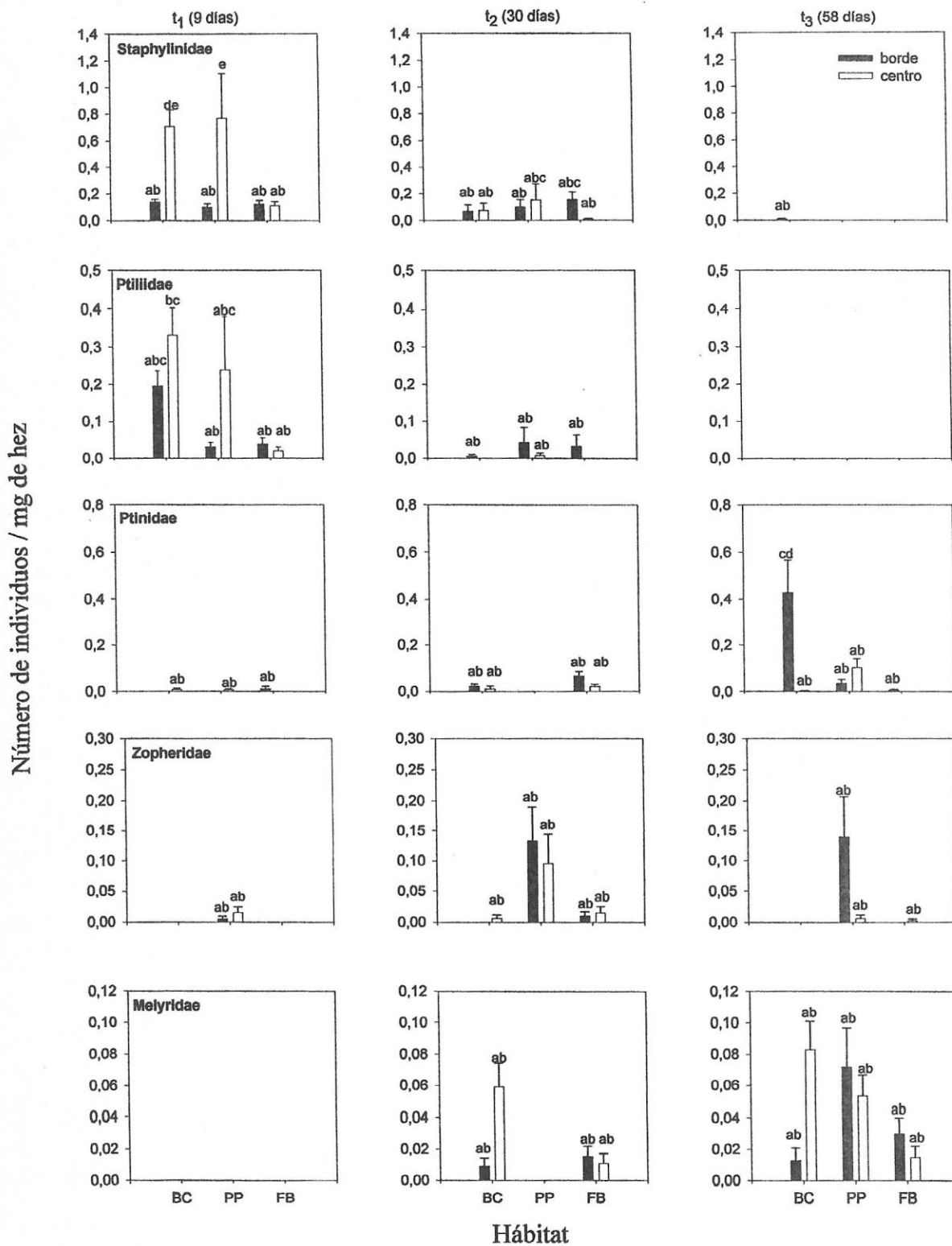


Figura 4. Número de individuos/mg de hez de las familias de coleópteros más abundantes, en los bordes y centros de cada hábitat. Se muestra los valores medios \pm 1 ee. (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino y FB = fragmentos de bosque).

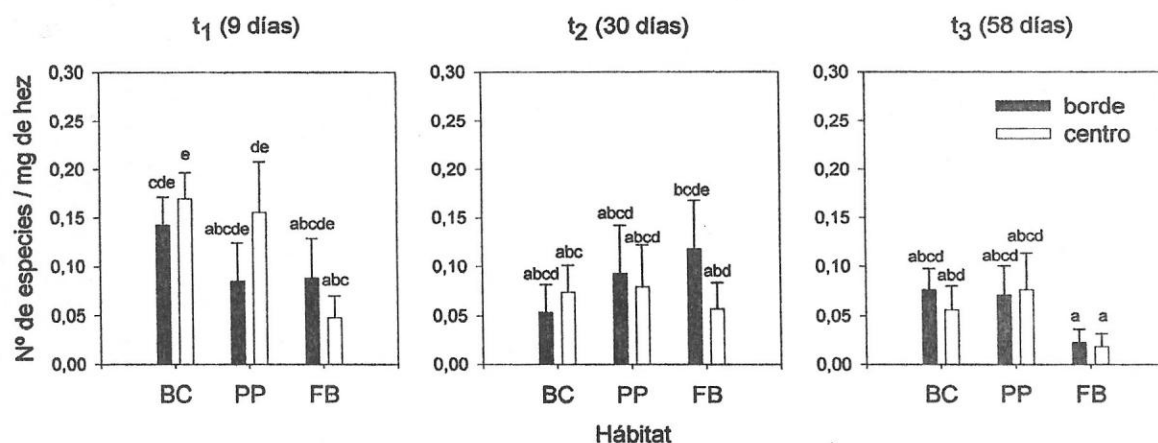


Figura 5. Riqueza de especies de coleópteros asociados a las heces de bovino en los bordes y centros de cada hábitat para cada una de las fechas de muestreo (9, 30 y 58 días). Se muestran los valores medios \pm 1 ee. (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino y FB = fragmentos de bosque).

Efecto de la fragmentación sobre la riqueza de especies del ensamble de coleópteros

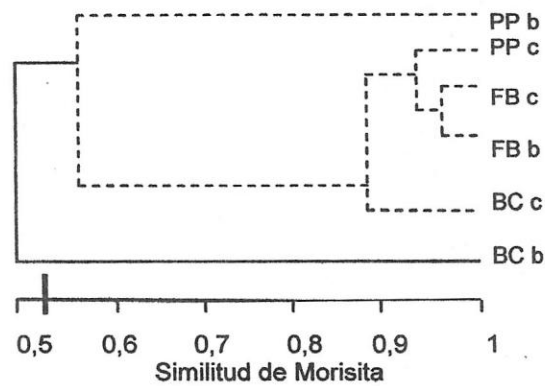
Staphylinidae fue la familia que presentó una mayor cantidad de especies (13), mientras que la riqueza del resto de las familias osciló entre 1-3 especies (Tabla 1). Los resultados del ANDEVA de medidas repetidas para la riqueza de especies se muestran en la Tabla 4.

En general, el número medio de especies/mg de hez fue mayor en el BC y PP que en los FB, sin embargo, estas diferencias fueron significativas sólo en t₁ (Fig. 5). No hubo un efecto borde sobre la riqueza de especies al interior de cada hábitat (Tabla 4). El número de especies disminuyó a lo largo del tiempo, principalmente por una disminución significativa en el centro del BC (Fig. 5).

Efecto de la fragmentación sobre la composición de especies del ensamble de coleópteros

La similitud promedio, expresada con el índice de Morisita, entre todos los hábitats fue 0,50 (Fig. 6a). Las agrupaciones más cercanas, con un valor del índice de 0,89 se presentaron entre los bordes y centros de FB y los centros de PP y BC, mientras que los bordes de PP y BC se presentaron en agrupaciones separadas y con valores de similitud, 0,57 y 0,50 respectivamente. El valor crítico obtenido desde la distribución nula de las medidas de similitud, realizada para establecer la significancia de las agrupaciones fue 0,53 (Fig. 6b). Al aplicar este valor al dendrograma derivado de la distribución observada de los datos, se presentó sólo una agrupación significativa compuesta por los FB, PP y el centro del BC (Fig. 6a).

(a)



(b)

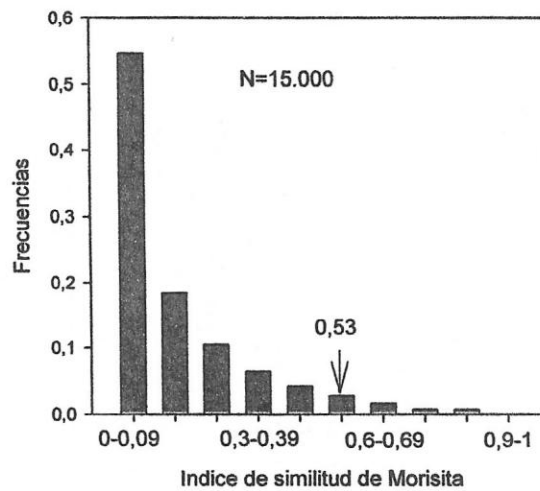


Figura 6. (a) Dendrograma de los valores de similitud entre los seis hábitats, construido con el algoritmo de agrupación UPGMA (Sneath y Sokal, 1973). La línea perpendicular sobre la escala de similitud representa el valor crítico obtenido desde la distribución nula de la Fig. 6b. Las agrupaciones significativas son indicadas por las líneas discontinuas, mientras que la línea continua indica la porción no significativa del dendrograma (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino, FB = fragmentos de bosque, b = borde y c = centro). (b) Distribución nula de frecuencias derivadas desde las matrices de asociación aleatorias entre los hábitats estudiados. El histograma se construyó a partir de 15.000 valores de similitud generados aleatoriamente. La flecha indica el valor crítico obtenido desde la distribución nula para un $\alpha = 0,05$.

Tabla 5. Resultados del ANDEVA de medidas repetidas para el efecto del hábitat (BC, PP y FB), ubicación dentro de cada hábitat (borde, centro) y fecha de muestreo (9, 30 y 58 días), sobre la descomposición de heces (% peso perdido). P* es la probabilidad no ajustada, P aj., es la probabilidad ajustada basada sobre el valor de epsilon del estimador Greenhouse-Geisser.

Fuente de variación	GL	CM	F	P*	P aj.
Hábitat	2	4,9	0,59	0,55	
Ubicación	1	64,9	7,92	0,01	
Hábitat*ubicación	2	251,9	30,73	<0,01	
Error	171	8,5			
Fecha	2	20,4	4,51	0,01	0,01
Hábitat*fecha	4	13,1	2,91	0,02	0,03
Ubicación*fecha	2	47,4	10,51	<0,01	<0,01
Error	342	4,5			
Hábitat*ubicación*fecha	4	6,3	1,40	0,23	0,20
Greenhouse-Geisser $\epsilon = 0,988$					

Efecto de la fragmentación sobre la descomposición de heces

Los resultados del ANDEVA de medidas repetidas sobre la descomposición de heces se muestran en la Tabla 5. La descomposición no varió significativamente entre hábitats. En las PP y FB en ninguna fecha de muestreo se manifestó un efecto borde sobre la descomposición, mientras que en t_2 y t_3 la descomposición en el borde del BC fue 2,3 y 1,8 veces mayor que en el centro (Fig.7).

Efecto de la exclusión de insectos sobre la descomposición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros

Los resultados de los ANDEVAS de tres vías para la descomposición, n° de individuos y n° de especies por mg de hez, se muestran en la Tabla 6. Sólo en el borde del BC se produjo un efecto de la exclusión de insectos mayores a 1 mm^2 sobre la descomposición y la abundancia de coleópteros. La descomposición fue 1,5 veces mayor en las heces expuestas a la actividad de la fauna, mientras que el número de individuos fue 25,6 veces mayor en las heces excluidas. La riqueza de especies no fue afectada por la exclusión de la fauna (Fig. 8).

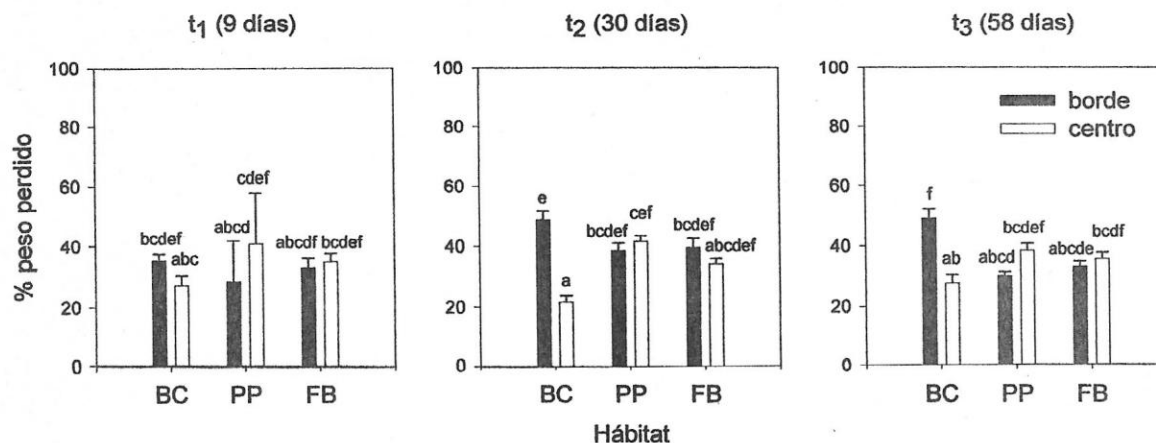


Figura 7. Descomposición de heces (% peso perdido) en los bordes y centros de cada hábitat para cada fecha de muestreo (9, 30 y 58 días). Se muestran los valores medios \pm 1 ee. (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino y FB = fragmentos de bosque).

Tabla 6. Resultados del ANDEVA de tres vías para el efecto del hábitat (BC, PP y FB), ubicación dentro de cada hábitat (borde, centro) y exclusión de heces (heces excluidas y expuestas), sobre la descomposición de heces, la abundancia total del ensamble de coleópteros (número de individuos / mg de hez) y sobre la riqueza del ensamble (número de especies / mg de hez).

Fuente de variación	GL	Descomposición		Abundancia		Riqueza	
		CM	F	CM	F	CM	F
Hábitat	2	1,31	0,41	17,01	26,89**	0,05	15,88**
Ubicación	1	18,75	5,83	19,63	31,03**	0,01	2,75
Exclusión	1	61,01	8,97**	11,82	18,69**	0,01	3,33
Hábitat*ubicación	2	89,85	7,93**	12,17	19,24**	0,01	2,91
Hábitat*exclusión	2	12,84	3,99*	9,41	14,88**	0,03	10,06**
Ubicación*exclusión	1	3,02	0,94	7,44	11,76**	0,00	0,28
Hábitat*ubicación*exclusión	2	30,46	9,46**	5,43	8,58**	0,00	0,45

*P<0,05; **P<0,01

Discusión y Conclusiones

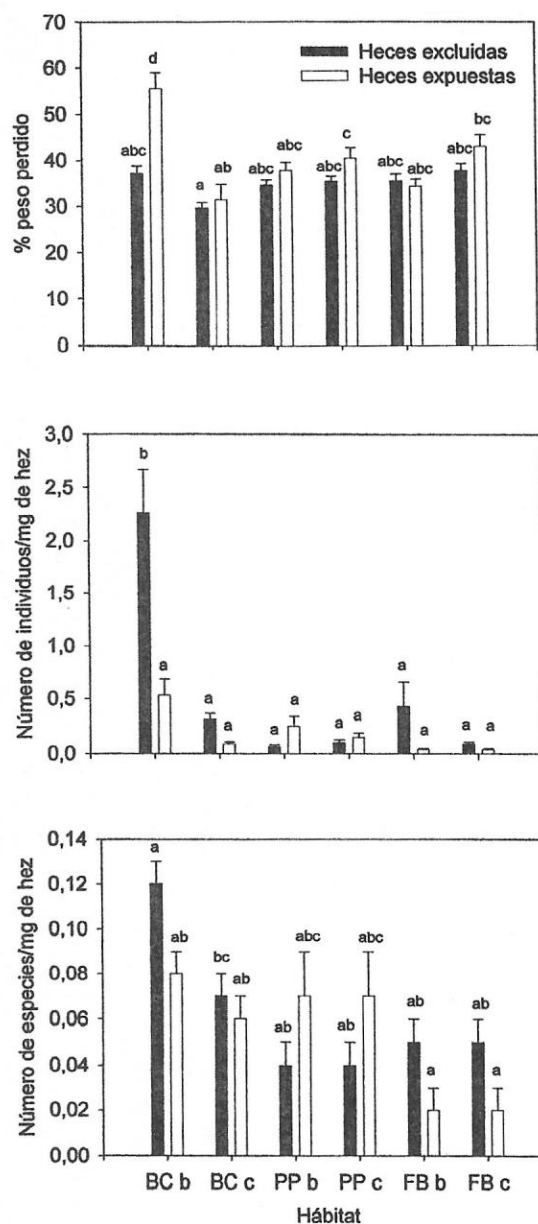


Figura 8. Efecto de la exclusión de insectos mayores a 1 mm² sobre la descomposición de heces y sobre la abundancia y riqueza de coleópteros asociadas a ellas, en los bordes y centros de cada hábitat. Se muestran los valores medios ± 1 ee. (BC = bosque continuo, PP = plantaciones de pino, FB = fragmentos de bosque, b = borde y c = centro).

En este estudio se describe por primera vez la fauna de coleópteros asociados a las heces de bovino en el bosque Maulino, lo cual constituye un aporte al conocimiento de la fauna de insectos de la región del Maule hasta ahora bastante desconocida (Elgueta, 2000). Cabe destacar que la totalidad de la fauna encontrada, incluyendo la de la matriz de pino, es nativa.

El número de individuos y el número de especies de coleópteros en BC fueron significativamente mayores que el de las PP y FB, y sólo en el BC se manifestó un efecto borde sobre el número de individuos. Todos estos efectos, sin embargo, sólo ocurrieron en la primera fecha de muestreo, luego de nueve días de experimentación. Las diferencias en la abundancia y riqueza de coleópteros entre el BC, PP y los FB estuvieron dadas por el efecto borde que se produjo sobre ellas. La mayor abundancia en el BC se debió a que las especies más abundantes en t₁, *A. chilensis* y *A. obscuripennis*, mostraron un mayor número de individuos en el centro de este hábitat que en el resto de las situaciones experimentales. Si bien la riqueza de especies no presentó un efecto borde en cada hábitat, la mayor riqueza de especies en el BC y PP en relación a los FB en t₁, se debió a que los centros de ambos hábitats tuvieron cerca de tres veces más especies que el centro de los FB.

La presencia de especies nativas en las PP sugiere que los FB no están completamente

aislados, siendo muy probable que haya existido una colonización desde el bosque nativo hacia la matriz (Moreno, 2001, Grez et al. 2002). Por otro lado, aunque la riqueza de especies no difiere entre los tres tipos de hábitats, la menor abundancia de coleópteros en los FB indica que las poblaciones no necesariamente necesitan estar aisladas para que la fragmentación cause disminuciones poblacionales en los fragmentos (Davies & Margules, 1998).

Las cinco familias más abundantes respondieron diferencialmente al efecto de la fragmentación y al efecto borde. Así por ejemplo, Staphylinidae y Ptiliidae fueron más abundantes en BC y PP, en cambio Zopheridae estuvo casi exclusivamente presente en PP. Por otra parte, Staphylinidae (t_1) fue más abundante en el centro de BC y PP mientras que Ptinidae (t_3) lo fue en el borde del BC (Fig. 4). De estas familias, sólo Staphylinidae estuvo constituida por varias especies, dentro de las cuales *A. obscuripennis*, la especie más abundante, fue la que marcó el patrón de abundancia de la familia. Debido a este efecto diferencial que se produjo sobre las familias, se hace difícil establecer conclusiones generales del efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre el total de la fauna de coleópteros asociadas a las heces, siendo estos efectos más bien especie-específicos. Estas respuestas muestran que las especies del ensamble usan y perciben el hábitat de manera diferente, así, las poblaciones presentaron una distribución continua (*Arthrobachus* sp.) o discontinua (*A.*

obscuripennis o *Ptinus* sp. 1) en el paisaje (Davies & Margules, 1998; Davies et al., 2000, Kattan & Murcia, 2003). Los cambios en los patrones de abundancia de algunas especies de insectos en relación al tipo de hábitat ó a la lejanía o cercanía de un borde dentro de un hábitat podrían deberse a que ellas los perciben como superior o inferior en calidad. De esta manera, dependiendo de los diferentes requerimientos de hábitats de algunas especies (Davies & Margules, 1998) y de la percepción de la calidad de hábitat, un paisaje que es fragmentado para una especie puede ser continuo para otra (Davies et al., 2000).

En cuanto al análisis de similitud de especies entre los diferentes hábitats, cabe destacar que el índice de Morisita empleado considera, además de la presencia de especies, la abundancia relativa de ellas, otorgando un mayor valor de importancia a las especies compartidas. Las especies de las cinco familias analizadas son las más abundantes y se encuentran presentes en todos los hábitats, por lo que ellas fueron las que principalmente determinaron los valores de similitud de especies entre los seis hábitats. La determinación de la significancia estadística de las agrupaciones observadas nos permitió reconocer la existencia de un grupo compuesto por el centro del BC, los FB y las PP, con niveles de similitud significativos y altos entre sí. Esta agrupación, al incluir a casi todos los sitios, nos ratifica que el nivel de similitud entre los hábitats es alto, existiendo muy poca

variabilidad en la composición. El borde del BC quedó separado de esta agrupación debido a que presentó una mayor abundancia de *Ptinus* sp 1.

La mayor descomposición se produjo los primeros nueve días de exposición de las heces, período en el que hubo una pérdida de un 33,7% del peso seco inicial. Desde esta fecha y hasta el final del experimento hubo una disminución en la descomposición entre hábitats con pérdidas no significativas del peso de las heces del 1% y 4% en t_2 y t_3 respectivamente. En BC se manifestó un efecto borde sobre la descomposición en t_2 y t_3 , el que se debió principalmente a una tendencia al aumento de la descomposición en el borde.

Aunque en t_1 la mayor descomposición coincidió con la mayor abundancia de coleópteros (54% de los individuos capturados en todas las fechas), no hubo una relación directa entre ambas variables, ya que la descomposición fue similar en los bordes y centros de los hábitats (Fig. 7) mientras que la abundancia varió significativamente de acuerdo a la ubicación y al hábitat (Fig. 4). Por otro lado, los experimentos de exclusión de insectos indicaron una relación inversa entre descomposición y abundancia de coleópteros, presentándose una menor descomposición y mayor abundancia de coleópteros en las heces en donde los insectos fueron excluidos y una mayor descomposición y menor abundancia en las heces expuestas (Fig. 8, borde de BC). Esta relación inversa podría deberse a que heces más

pequeñas (i.e., aquellas más descompuestas) podrían soportar una menor cantidad de individuos que heces más grandes. Sin embargo, al realizar un análisis de covarianza, con el peso final como covariable no hubo un efecto significativo de ésta ($F_{(1, 358)} = 0,21$, $P = 0,65$), por lo que desechamos el posible efecto del peso final sobre la abundancia de coleópteros. Así, la falta de asociación y/o la asociación inversa entre la abundancia de coleópteros y la descomposición de heces sugieren que estos coleópteros no serían los responsables de la descomposición observada.

Los miembros de las familias más abundantes pertenecerían a otros gremios tróficos. La familia Staphylinidae presenta especies con hábitos coprófagos y depredadores (Peña, 1987; Borrer et al., 1989; Stehr, 1991). En pastizales de altura del Macizo Central de Gredos, España, los estafilínidos en heces de bovino presentan dos picos de abundancias. Uno entre el cuarto y sexto día, que corresponde al máximo de abundancia de especies coprófagas, y otro entre el octavo y décimo día, que correspondería a los depredadores, aunque ellos mantienen una alta abundancia desde el comienzo (Lobo, 1992a). De acuerdo a esto, los miembros de Staphylinidae encontrados en este estudio, uno de los grupos más abundantes, serían más bien depredadores ya que presentaron su máximo de abundancia luego de nueve días. La mayor abundancia de Staphylinidae en t_1 se correspondería además, con una mayor abundancia de larvas de Diptera observada en

ese período, sobre las cuales podrían estar depredando. Cabe hacer notar que los estafilínidos presentes en este estudio decayeron en abundancia hacia el verano (Fig. 4), lo que coincide con lo observado por Moreno (2001) en el mismo sitio de estudio.

La familia Ptiliidae presenta hábitos fungívoros, encontrándose principalmente en hábitats de materia orgánica húmeda en descomposición (Borrór et al., 1989; Sther, 1991). La mayor abundancia en t_1 y posterior desaparición de la única especie de esta familia coincide con el período de mayor humedad en las heces (Fig. 4).

Los miembros de la familia Ptinidae presentan hábitos detritívoros (Borrór et al., 1989; Stehr, 1991), por lo que su presencia en las heces podría deberse a la oferta de materia orgánica. La familia Zopheridae tiene hábitos fungívoros coincidiendo la llegada de *N. angustata* y sus mayores abundancias con la aparición de un hongo blanco en las heces en t_2 y t_3 (Fig. 4). Cabe destacar que al igual que en el trabajo de Moreno (2001), esta especie fue más abundante en las PP estando muy poco representada en el BC y FB. Las larvas de *Arthrobrachus* sp. perteneciente a la familia Melirydae tiene hábitos depredadores (Peña, 1987; comunicación personal de Patricia Estrada), por lo que su presencia en las heces pudo deberse a la presencia de otros organismos sobre los cuales pudo depredar.

De acuerdo a lo anterior, este ensamble estaría asociado a las heces actuando más bien como

depredadores de otros organismos que participan en la descomposición, lo que explicaría la ausencia de una relación directa entre la abundancia del ensamble y este proceso ecosistémico.

En cuanto a la mayor abundancia de coleópteros al interior de las exclusiones, un resultado no esperado, estuvo dado principalmente por larvas, pupas y adultos de *Ptinus* sp.1, las que representaron un 85% del total de individuos encontrados dentro de las exclusiones. Debido al pequeño tamaño de los individuos de esta especie, ellos pudieron entrar a las exclusiones para depositar sus huevos. Su mayor abundancia en las heces excluidas pudo estar dada por una ausencia de sus depredadores allí.

La mayor descomposición de las heces expuestas en el borde de BC en relación a las excluidas indica que hay un agente que es "excluíble" que podría ser el responsable de parte de la descomposición observada. Este agente podría ser *Dichotomius torulosus* Esch. (Scarabaeidae), especie de hábitos coprófagos. Aunque no tenemos estimaciones cuantitativas de su presencia en las heces, debido a la conducta alimenticia y reproductiva que presentan los miembros coprófagos de esta familia, sí lo observamos a los pocos días de instaladas las heces en el terreno. Éstos enterraban una porción grande de las heces inmediatamente debajo de ellas o en sectores cercanos. Por lo tanto, la capacidad de transportar grandes cantidades de heces junto con su gran tamaño, 18 mm de largo, por 10 de

ancho y 9 de alto (Joseph, 1929), que les impidió entrar a las exclusiones, nos hacen suponer que esta especie podría ser la responsable de la desaparición de parte de las heces que estuvieron expuestas. Pero, ¿por qué ellos mostrarían una influencia en la descomposición sólo en el borde de BC? Quizás por una modificación del hábitat de este borde o por el requerimiento físico y/o biológico de ésta especie, ya que la temperatura y humedad están entre los factores microclimáticos más importantes en términos ecológicos para los Scarabeidos coprófagos (Halfpter & Edmonds, 1982; Lobo, 1991; Lobo, 1992b; Martín-Piera & Lobo, 1995).

Los resultados de la asociación entre el ensamble y la descomposición son distintos a los encontrados por Klein (1989) en bosques tropicales, en los que las bajas abundancias y riqueza de coleópteros coprófagos en fragmentos de menor tamaño se asociaron con una menor descomposición allí. La diversidad de coleópteros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) es mayor en los trópicos, haciendo que sean parte de los insectos descomponedores primarios de las heces, mientras que la diversidad de éstos disminuye hacia las zonas más templadas (Halfpter & Edmonds, 1982). En este estudio sólo estuvo presente una especie de Scarabaeidae (*D. torulosus*), observada sólo ocasionalmente y nunca colectada. El resto de los coleópteros pertenecieron a otras familias con especies probablemente depredadoras y fungívoras. En

cambio, el número de especies de Scarabaeidae coprófagos encontrados en bosques fragmentados lluviosos cercanos a los trópicos es mucho mayor, 60 especies en Leticia, Colombia (Howden & Neails, 1975), 55 especies en Manaus, Brazil (Klein, 1989) y 19 especies en un bosque deciduo tropical en Veracruz, México (Halfpter & Arellano, 2002). Los resultados de este estudio tampoco coinciden con los observados en coleópteros epigeos en el mismo sitio de estudio. Ellos fueron más abundantes y diversos en los fragmentos (Moreno, 2001; Grez, 2002). Ello indica que no todos los insectos responden de la misma manera a la fragmentación, aún cuando los coleópteros asociados a las heces tienen un desarrollo muy ligado al suelo.

Pareciera ser que la fragmentación de los bosques nativos al modificar el hábitat original, puede influenciar las condiciones físicas y/o biológicas del hábitat, las que parecen ser importantes en determinar las dinámicas poblacionales del ensamble de coleópteros y de relacionarlo con el funcionamiento de los ecosistemas.

En resumen, y volviendo a las preguntas iniciales de este estudio, la fragmentación del bosque Maulino no cambió significativamente la composición del ensamble de coleópteros. Sin embargo, la fragmentación disminuyó la abundancia y riqueza de coleópteros asociados a las heces. La descomposición de heces fue similar entre los hábitats. Sólo hubo un efecto borde sobre la abundancia de coleópteros en el

BC, siendo ésta mayor en los centros que en los bordes y sólo en el BC se manifestó un efecto borde sobre la descomposición, siendo ésta mayor en el borde. Finalmente, no hubo una asociación entre los cambios en el ensamble de coleópteros y los cambios en la descomposición de heces.

Por lo tanto, la fragmentación del bosque Maulino afecta negativamente la abundancia y riqueza de especies de coleópteros asociados a las heces de bovino, aún cuando estas especies no estarían participando activamente en la descomposición de heces. Si bien la descomposición fue mayor en una condición en particular (el borde del bosque continuo), en general la fragmentación del bosque Maulino no afectaría drásticamente a este proceso ecosistémico. Desde el punto de vista de la conservación, la presencia de especies nativas en las PP refleja la importancia del tipo de manejo que se realiza en ellas, en donde puede ser importante el desarrollo de un abundante sotobosque nativo (Donoso, 2000; Grez et al., 2002). Al mismo tiempo, los resultados obtenidos de abundancia y riqueza de especies de coleópteros asociados a las heces indican que no debería seguirse fragmentando el bosque Maulino ya que fragmentos de menor tamaño albergan una fauna de coleópteros empobrecida en relación a bosques nativos de mayor tamaño.

Agradecimientos: a mí Familia, a Audrey Grez por su constante apoyo durante la realización de este estudio, a Javier Simonetti por haberme incentivado a trabajar con

insectos y por su paciente colaboración en los momentos de duda, a Gerardo Arriagada por su ayuda en la identificación de los coleópteros. A todos aquellos que me ayudaron con el "sucio" trabajo de terreno: Rocío, Andrea, Yaya, Javier, Juan Luis y Daniel. A la Corporación Nacional Forestal (CONAF), por permitir la realización de este estudio en la Reserva Nacional Los Queules; y a la empresa Forestal Millalemu, por permitir el trabajo en los fragmentos de bosque nativo y en las plantaciones de pino de su propiedad. Este estudio fue financiado por el proyecto FONDECYT 1010852.

Referencias

- Benoit, I. (1989). Lista roja de la flora chilena. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Borror, D.; Triplehorn, Ch. & Johnson, N. (1989). An introduction of the study of insects. Saunders College Publishing, 6a ed., Philadelphia.
- Bustamante, R.O. & Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- Chapin III, F.S.; Walker, B.H.; Hobbs, R.J.; Hooper, D.U.; Lawton, J.H.; Sala, O.E. & Tilman, D. (1997). Biotic control over the functioning of ecosystem. *Science* 277: 500-504.
- Coleman, D.C & Crossley, D.A., Jr. (1996). Fundamentals of soil ecology. Academic Press, San Diego, California.
- Davies, K.F. & Margules, C.R. (1998). Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67: 460-471.
- Davies, K.F.; Margules, C.R. & Lawrence, J.F. (2000). Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81: 1450-1461.
- Didham, R.K.; Ghazoul J.; Stork N.E. & Davis A.J. (1996). Insects in fragmented forest: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 255-260.
- Donoso, D. (2000). Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la granivoría de semillas que difieren en

- tamaño. Memoria de Título, Medicina Veterinaria, Universidad de Chile, Santiago.
- Elgueta, M. (2000). Coleoptera de Chile. En: Martín-Piera F., J.J. Morrone y A. Melic (eds.) *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES-2000*, SEA, Zaragoza, 1: 145-154.
- Estrada, A. (2002). Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 11: 1903-1918.
- Floate, K.D. (1998). Off-target effects of ivermectin on insects and on dung degradation in southern Alberta, Canada. *Bulletin of Entomological Research* 88: 25-35.
- Gibbs, J.P. & Stanton E.J. (2001). Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetle, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications* 11: 79-85.
- Grez, A.A. (2002). El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. Enviado a: Smith-Ramírez, C.; J. Armesto & Valdovinos, C. "Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile". Editorial Universitaria. (Fecha probable de publicación: Marzo del 2003).
- Grez, A.A.; Bustamante R.O.; Simonetti J.A. & Fahrig L. (1998). Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. En: Salinas-Chávez, E. & Middleton J. (eds.), *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*. <http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html>
- Grez, A.A., Moreno, P. & Elgueta, M. (2002) Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* (en prensa).
- Halfpeter, G. & Edmonds, W.D. (1982). The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae: an ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología, México.
- Halfpeter, G. & Arellano, L. (2002). Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica* 34: 144-154.
- Howden, H.F. & Nealis, V.G. (1975). Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). *Biotropica* 7: 77-83.
- Joseph, H.C. (1929). El *Pinotus torulosus* Eschscholtz. *Revista Chilena de Historia Natural* 33: 31-46.
- Klein, B.C. (1989). Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Krebs, B.C. (1989). *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- Laurence, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard R.O.; Laurence, S.G. & Sampaio A.E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Lawlor, L.R. (1980). Structure and stability in natural and randomly constructed competitive communities. *The American Naturalist* 116: 394-408.
- Lobo, J.M. (1991). Coleópteros coprófilos, temperatura ambiental y pérdidas de peso en heces de vacuno (Coleoptera). *Elytron* 5: 257-259.
- Lobo, J.M. (1992a). Microsucesión de insectos en heces de vacuno: influencias de las condiciones ambientales y relación entre grupos tróficos. *Graellsia* 48: 71-85.
- Lobo, J. M. (1992b). El relevo microsucesional entre los Scarabaeoidea coprófagos (Col.). *Miscel-lania Zoologica*. 16: 45-59.
- Lomolino, M.V. & Creighton J. (1996). Habitat selection, breeding success and conservation of the endangered American burying beetle *Nicrophorus americanus*. *Biological Conservation* 77: 235-241.
- Martín-Piera, F. & Lobo, J.M. (1995). Diversity and ecological role of dung beetle in Iberian grassland biomes. En: McCracken, D.I.; Bial, E.M. & Wenlock, S.E. (eds.), *Farming on the edge: the nature of traditional farmland in Europe*. 147-153, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Moreno, P. (2001). Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños de coleópteros epigeos.

- Memoria de Titulo, Medicina Veterinaria, Universidad de Chile, Santiago.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 68-62.
- Naeem, S.; Lindsey, J.T.; Lawler, S.P.; Lawton, J.H. & Woodfin, R.M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734-737.
- Packham, J.R.; Harding, D.J.L.; Hilton, G.M. & Stuttard, R.A. (1992). Functional ecology of woodlands and forest. Chapman & Hall, London.
- Peña, L.E. (1987). Introducción al estudio de los insectos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.
- Primack, R.B. (1993). Essentials of conservation biology. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Roslin, T. & Koivunen, A. (2001). Distribution and abundance of dung beetles in fragmented landscapes. *Oecologia* 127: 69-77.
- San Martín, J. & Donoso, C. (1997). Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. En: Armesto, J.; Villagrán, C. & Arroyo, M.K. (eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile, Editorial Universitaria, Santiago.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scheiner, S.M. & Gurevitch, J. (1993). Design and analysis of ecological experiments. Chapman & Hall, New York.
- Sneath, P.H.A. & Sokal, R.R. (1973). Numerical taxonomy. Freeman & Co., San Francisco, California.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3a ed. Freeman & Co., New York.
- Stehr, F.W. (1991). Immature insects. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Swift, M.J.; Heal, O.W. & Anderson, J.M. (1979). Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Verhoef, H. A. & Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: The contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- Waring, R.H. & Schlesinger, W.H. (1985). Forest ecosystems: concepts and management. Academic Press, Orlando, Florida.
- Wilson, E.O. & D.L. Perlman. (2000). Conserving earth's biodiversity. Island Press, Washington.