

Efecto de la edad de la plantación de *Pinus radiata* en la abundancia de *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae) en la Región del Biobío, Chile

Effects of age in *Pinus radiata* plantation in the abundance of *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae) in the Biobío Region, Chile

Raúl Briones^{a*} y Viviane Jerez^a

*Autor de correspondencia: ^aUniversidad de Concepción, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Departamento de Zoología, casilla 160-C, Concepción, Chile, rbriones@udec.cl

SUMMARY

The consequences and effects of the agroecosystem on the faunistics communities, have been poorly documented in Chile. The literature related with the insects in plantations of *Pinus radiata* in the Biobío Region indicates 18 families and 44 species of soil beetles, where *Ceroglossus chilensis* is the most constant and dominant species. The relative abundance of *C. chilensis* in pine plantations as a possible consequence of age, handling type and/or geographical location of the plantations is evaluated in this study. For that, plantations of 4-5 years, 6-7 years, 10 years, 13 years and 22-24 years, with different handling type and located in the Coastal range and the foothill zone of the Andes mountains were selected. *C. chilensis* was collected during December 2004 and January 2005, by means of ten pitfalls traps, during 15 days. The results indicate a high relative abundance in the foothill plantations. For both geographical situations, the highest relative abundance was obtained in the 10 year-old plantation, after the first tree thinning, and also in the 13 years-old plantation prior to commercial thinning. Our results indicate that the differences in the abundance of *C. chilensis* that inhabit the different plantations were determined principally because of the native flora present under the canopy. In this context, *C. chilensis* could find refuge, feeding, habitat corridors and a source of recolonization. The lowest abundance found in plantations without native understory could indicate environmental disturbance. *C. chilensis* is also evaluated as an interferences indicator species.

Key words: *Pinus radiata*, *Ceroglossus chilensis*, abundance, bioindicator.

RESUMEN

Las consecuencias y efectos de los agroecosistemas sobre las comunidades faunísticas han sido escasamente documentadas. La bibliografía referente a insectos en plantaciones de *Pinus radiata* en la Región del Biobío indica que *Ceroglossus chilensis* es una especie constante y dominante entre los coleópteros epígeos en ese agroecosistema. Esta alta abundancia relativa puede ser consecuencia de características etarias de la plantación, tipo de manejo y/o de su ubicación geográfica. Se seleccionaron predios de diferentes edades (4-5 años, 6-7 años, 10 años, 13 años y 22-24 años) y distinto manejo, ubicados en la Cordillera de la Costa y precordillera andina. La recolección de *C. chilensis* se realizó entre diciembre de 2004 y enero de 2005, mediante 10 trampas de intercepción por predio. Los resultados indican una abundancia relativa mayor de *C. chilensis* en plantaciones de la precordillera, sin embargo para ambas situaciones geográficas la mayor abundancia relativa se observó en predios de 10 años posterior al primer raleo comercial y de 13 años, previo al raleo comercial y cosecha. Los resultados indicaron diferencias en la abundancia de *C. chilensis* en las distintas plantaciones, determinadas principalmente por la presencia de vegetación nativa en el sotobosque en la que éste podría encontrar refugio, alimentación, corredores biológicos y fuente de recolonización. La abundancia más baja se encontró en plantaciones sin sotobosque nativo, lo que indicaría un ambiente perturbado. Además se evalúa a *C. chilensis* como especie indicadora de perturbaciones.

Palabras clave: *Pinus radiata*, *Ceroglossus chilensis*, abundancia, bioindicador.

INTRODUCCIÓN

Los agroecosistemas pueden caracterizarse como un ecosistema sometido por el hombre a continuas modificaciones de sus componentes bióticos y abióticos. Estas modificaciones afectan todos sus procesos ecológicos y abarcan desde el comportamiento de los individuos

y dinámica de las poblaciones hasta la composición de las comunidades y flujos de materia y energía. De aquí nace la necesidad de estudiar sus dinámicas, a través de diversos indicadores que detecten tempranamente el estrés ambiental, antes de que éste produzca impactos más graves dentro del ecosistema (Lubchenko *et al.* 1991, Lindenmayer *et al.* 2000).

El uso de especies o grupos indicadores como estrategia para evaluar la biodiversidad y los procesos que la afectan ha generado una serie de debates y críticas que han permitido afinar el concepto, establecer criterios rigurosos para su postulación como indicadores y precisar el tipo de información que se desea obtener (Favila y Halffter 1997). De manera general, existen dos grandes aproximaciones en el uso de grupos indicadores (Pearson 1995, McGeoch 1998). La primera corresponde a la utilización de especies para estimar la biodiversidad de un área determinada (Pearson y Cassola 1992, Pharo *et al.* 1999) y la segunda se refiere a la utilización de especies o grupos de especies para medir cambios ambientales o la influencia antrópica sobre las comunidades, en relación a procesos de contaminación, deforestación y cambio del uso del suelo (Caro y O'Doherty 1999).

Las plantaciones forestales, por su continuidad de cobertura arbórea y superficie plantada, constituyen un interesante problema a abordar, dado el rol que juegan en el mantenimiento de la diversidad biológica aunque relativo en el tiempo. En la Región del Biobío las plantaciones con especies exóticas ocupan un 27% de la superficie, en desmedro de la vegetación nativa que representa actualmente un 20% de esa misma superficie (Briones y Jerez 2004). Es el caso de gran parte de los ecosistemas boscosos de la Cordillera de la Costa y precordillera, que desde el período de la colonización fueron destinados a la agricultura, ganadería y/o a su explotación para la producción de madera, leña, estacas y carbón (Reiche 1897, Schulmeyer 1978, Ibarra-Vidal *et al.* 2005). En un principio, en la Cordillera de la Costa y por las características de sus colonizadores se desarrolló una agricultura y ganadería de subsistencia, que predomina hasta hoy en su vertiente oriental; posteriormente, con el desarrollo de la minería del carbón, se inició la reforestación con *Pinus radiata* D. Don (Peters 1938), la que se intensificó posteriormente con *Eucalyptus globulus* Labill y *Eucalyptus nitens* (Deane *et Maiden*) Maiden (Estades y Escobar 2005). En la precordillera, por el contrario, el bosque templado lluvioso fue sustituido por actividad ganadera y agrícola y sólo en los últimos 30 años se desarrolló la actividad silvícola con plantaciones de *P. radiata*, *E. globulus* y *E. nitens*.

A pesar de la extensión de las plantaciones forestales de *P. radiata*, el efecto de la forestación artificial sobre las comunidades faunísticas ha sido escasamente documentado en el país. En relación a los insectos, existe para la Región del Biobío un único estudio realizado por Jerez (2003), que indica la presencia de 18 familias y 44 especies de coleópteros, lo que representa 34% y 6,6% del total de familias y especies respectivamente de este orden citadas para la región (Vergara *et al.* 2006) y en el cual se indica la dominancia y constancia de *Ceroglossus chilensis* Eschscholtz (Coleoptera: Carabidae) en plantaciones de *P. radiata* en la Región del Biobío. Al respecto, se ha documentado que los carábidos son bioindicadores convenientes y confiables (Rainio y Niemelä 2006). Sin

embargo, los requisitos ecológicos de sus especies varían y, por consiguiente, algunas de ellas son más sensibles a los cambios medioambientales que otras (Niemelä 1993).

Los objetivos de este trabajo son determinar posibles diferencias en la abundancia de *C. chilensis* en plantaciones de *P. radiata* de diferentes edades y en distintas situaciones geográficas, y evaluar la factibilidad de utilizar a *C. chilensis* como indicador de cambio ambiental en las plantaciones.

MÉTODOS

El trabajo se realizó en dos sectores con plantaciones de *P. radiata* ubicados en la Cordillera de la Costa y precordillera andina de la Región del Biobío. El primer sector se ubicó en la comuna de Santa Juana (37°10' S - 72°57' O), provincia de Concepción, y biogeográficamente corresponde al inicio de la Cordillera de Nahuelbuta. El segundo estaba en la comuna de Coyhueco (36°37' S - 71°50' O), sector San Fabián de Alico de la provincia de Ñuble, y biogeográficamente corresponde a la precordillera andina de Chillán. En cada sector se seleccionaron cinco áreas muestrales con plantaciones de diferentes edades y que corresponden a distintas etapas del manejo forestal utilizado por la empresa propietaria del predio:

- 4-5 años: antes de la primera poda;
- 6-7 años: primer raleo de desecho y poda;
- 10 años: previo al raleo comercial;
- 13 años: fin de período de manejo intensivo (raleo comercial); y
- 22-24 años: crecimiento fustal o precosecha.

Los muestreos se realizaron entre diciembre de 2004 y enero de 2005. En cada sitio a muestrear se instalaron 10 trampas de intercepción que permanecieron en el lugar por un período de 15 días consecutivos, según la metodología señalada por Briones (2004); cada trampa se dispuso cada 5 metros en un transecto lineal y cercano al tronco; para evitar el efecto borde las trampas se ubicaron a 20 m aproximadamente desde el borde hacia la matriz (Moreno 2001).

El análisis se orientó a identificar las especies presentes en los sitios de muestreo a través de relevamientos que consistieron en tabular los porcentajes de coberturas siguiendo la metodología fitosociológica de Zürich-Montpellier (Braun-Blanquet 1979) y determinar en qué proporciones de abundancia están integradas esas especies a las comunidades presentes en las áreas en estudio.

Análisis de datos. Para cada plantación se calcularon abundancias totales, abundancias relativas y medias de *C. chilensis*, además de abundancias totales para cada trampa. Las diferencias en abundancia de *C. chilensis* para cada plantación se evaluaron mediante análisis de

varianza (ANDEVA). Se verificó la condición de homogeneidad de varianza (prueba de Bartlett) así como la normalidad de los residuos (Zar 1974). En caso de encontrarse diferencias significativas, los contrastes se efectuaron mediante la prueba a posteriori HSD de Tukey. Para analizar la similitud entre plantaciones se realizó un análisis de conglomerado en base a las abundancias con base de la matriz de similitud de Bray-Curtis. Los análisis se efectuaron mediante los programas Statistica 5.1 (StatSoft Inc. 1998) y Biodiversity Pro 2.0 (Mc Aleece 1997).

Para evaluar a *C. chilensis* como especie indicadora, se utilizaron los criterios y ponderaciones sugeridos por Favila y Halffter (1997) y Halffter *et al.* (2000). Valor 1 = el taxón presenta un amplio intervalo geográfico. Valor 2 = sus patrones de respuesta se ven reflejados en otros taxa. Valor 3 = su historia natural es bien conocida. Valor 4 = fácil observación y manipulación. Valor 5 = taxonomía bien conocida y estable. Valor 6 = especialización al hábitat. Se calcula un índice sumando la puntuación de los criterios que el taxón obtuvo y se compara con el valor máximo hipotético: $1+2+3+4+5+6 = 21$, equivalente a 100%. El resultado expresado en porcentaje permite incluir el taxón en una de las siguientes categorías: $> 90\%$ = muy buen indicador, $75-89\%$ = buen indicador y $< 75\%$ = no se sugiere como indicador.

RESULTADOS

Análisis de abundancias. Se capturó un total de 879 individuos de *C. chilensis*, 322 en el sector Cordillera de la Costa y 557 en la precordillera andina. El análisis de conglomerado comparando los dos sitios geográficos y plantaciones (similitud de Bray-Curtis) reveló tres grupos principales para ambas situaciones geográficas: grupo 1 = plantaciones de 6-7 años y 10 años, con altas abundancias de *C. chilensis*; grupo 2 = plantaciones de 13 y 22-24 años con bajas abundancias de *C. chilensis*; y grupo 3 = plantaciones de 4-5 años donde no se capturó *C. chilensis* (figura 1).

En las plantaciones de 4-5 años de la Cordillera de la Costa no se encontraron individuos de *C. chilensis*. Sin embargo, las mayores abundancias se obtuvieron en plantaciones de 6-7 años con 82 individuos ($\pm 10,4$) y

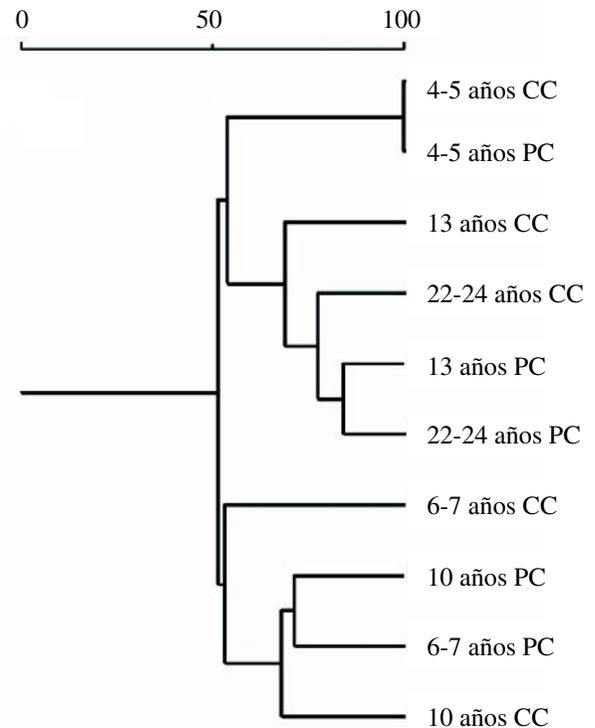


Figura 1. Agrupamiento por sitios de muestreo con base en el índice de similitud de Bray-Curtis a partir de la matriz de abundancia por plantación. CC = Cordillera de la Costa, PC = Precordillera andina.

Bray-Curtis cluster analysis of sampling places, based on abundance matrix for the plantations.

plantaciones de 10 años con 189 individuos ($\pm 7,7$). Las abundancias en plantaciones de 13 años ($n = 17$) y 22-24 años ($n = 34$) presentaron las menores desviaciones estándar ($\pm 1,5$ y $\pm 2,8$) (cuadro 1). El análisis de abundancias para cada trampa en los distintos predios no muestra una tendencia en las capturas, desde el borde a la matriz (figura 2 A, B, C y D).

Al igual que en la Cordillera de la Costa, en la plantación de 4-5 años en la precordillera andina no se encontraron individuos de *C. chilensis*, obteniéndose las mayores abundancias en plantaciones de 6-7 años con 138 individuos ($\pm 7,1$) y de 10 años con 375 ($\pm 11,9$); las

Cuadro 1. Abundancia total, desviación estándar y abundancia relativa de *C. chilensis* en plantaciones de la Cordillera de la Costa y precordillera andina.

Total abundance, standard deviation and relative abundance of *C. chilensis* in plantations of Coastal mountain range and foothill zone of the Andes mountains.

	4-5 años	6-7 años	10 años	13 años	22-24 años
Cordillera de la Costa	0,0 \pm 0,0 (00)	82 \pm 10,4 (25,5)	189 \pm 7,7 (58,7)	17 \pm 1,6 (5,3)	34 \pm 2,9 (10,6)
Precordillera andina	0,0 \pm 0,0 (00)	138 \pm 7,1 (24,8)	375 \pm 11,9 (67,3)	18 \pm 1,7 (3,2)	26 \pm 2,9 (4,7)

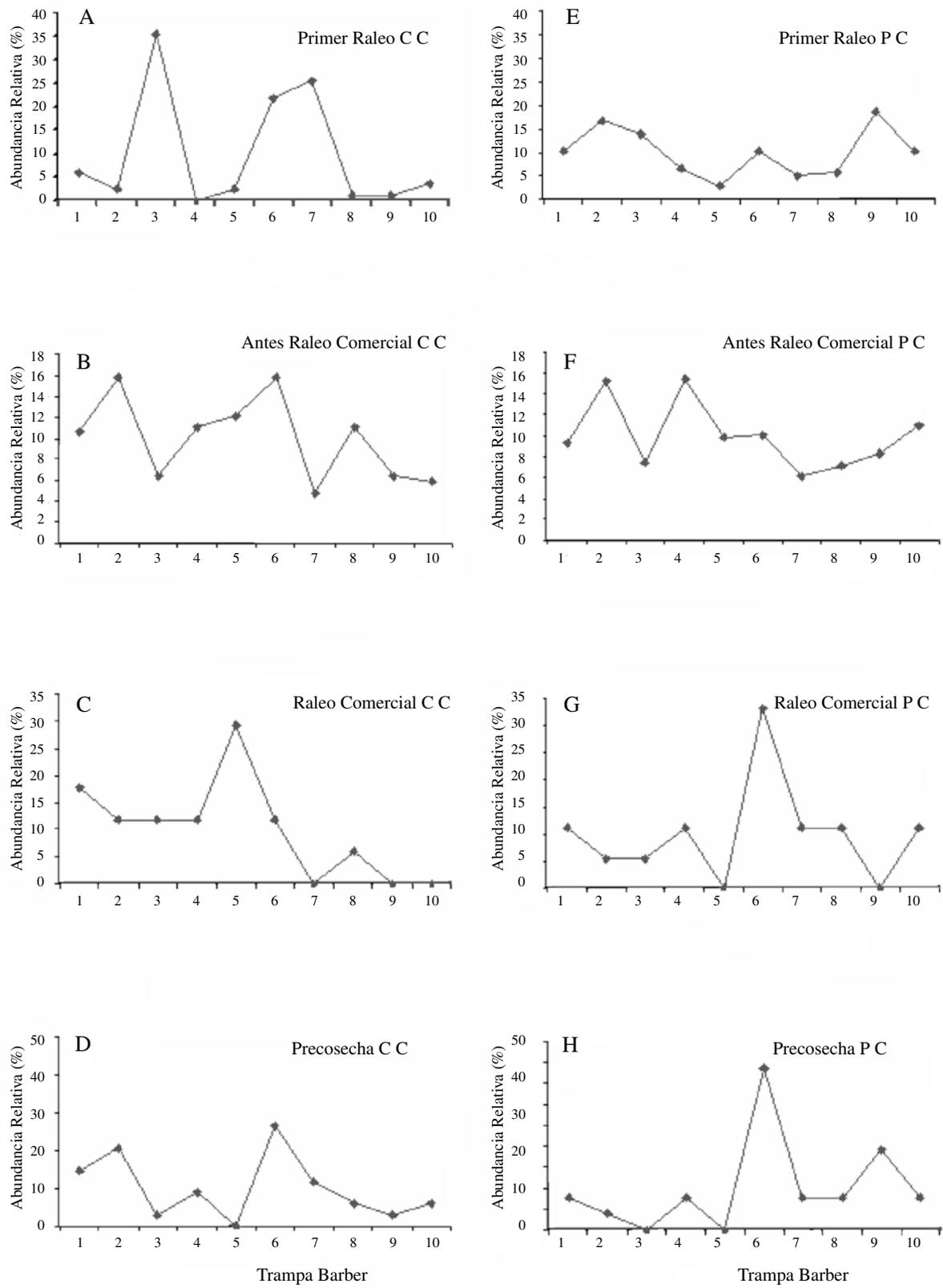


Figura 2. Abundancia relativa de *C. chilensis* por trampa según sus distintas situaciones de manejo y ubicación geográfica de la plantación (CC = Cordillera de la Costa, PC = Precordillera andina).

Relative abundance by trap according to different handling type and geographical location of the plantation (right: Coastal mountain range and left: foothill zone of the Andes mountains).

abundancias en plantaciones de 13 años ($n=18$) y 22-24 años ($n=26$) presentaron las menores desviaciones estándar ($\pm 1,7$ y $\pm 2,9$) (cuadro 1). El análisis de las plantaciones para cada trampa muestra una tendencia a encontrar las capturas más altas (sobre la media del rodal) en las trampas intermedias (4-7) (figura 2 E, F, G y H).

Para los sectores de la Cordillera de la Costa sólo se encontraron diferencias significativas entre las plantaciones de 10 años respecto a las otras plantaciones ($F_{14,38}$, $P = 0,025$). En los sectores de precordillera andina, también se encontraron diferencias significativas entre las plantaciones de 10 años ($F_{10,06}$, $P = 0,009$) y las otras plantaciones (figura 3). Entre los sectores Cordillera de la Costa y precordillera andina no se encontraron diferencias significativas entre las plantaciones de la misma edad y tratamiento.

Evaluación como especie indicadora. La suma de la puntuación de los criterios obtenidos para *C. chilensis* (Jiroux 1996, Okamoto *et al.* 2001, Jiroux 2006) y su comparación con el valor máximo hipotético entregó un valor de: $1 + 4 + 5 + 6 = 16$, equivalente a 76,2%. No se cumplieron los criterios para los valores 2 y 3 de especie indicadora.

Análisis de vegetación. En los predios, la matriz de árboles dominante era de *P. radiata*, con distintas asociaciones vegetales dependiendo de la edad de la plantación (cuadro 2). Dentro del estrato herbáceo se encontraban, entre otras, *Lapageria rosea* Ruiz y Pavón, *Alstroemeria hookeri* Schultes y *Loasa tricolor* Ker-Gawl. El sotobosque estaba representado por *Rubus ulmifolius* Schott., *Lithrea caustica* (Molina) Hook. y Arn., *Peumus boldus* Molina, *Cryptocaria alba* Molina y *Maytenus boaria* Molina.

DISCUSIÓN

Todos los agroecosistemas son dinámicos y están sujetos a diferentes tipos de manejo, de manera que los arreglos de cultivos en el tiempo y en el espacio están cambiando continuamente de acuerdo con factores biológicos, socioeconómicos y ambientales. Tales variaciones en el paisaje determinan el grado de heterogeneidad característica de cada región agrícola, la que a su vez condiciona el tipo de biodiversidad presente y la cual puede o no beneficiar la protección de cultivos en agroecosistemas particulares. Uno de los mayores desafíos para los agroecólogos es identificar ensamblajes de biodiversidad, ya sea a nivel del campo o paisaje, que rendirán resultados favorables tales como regulación de plagas. Este desafío solamente se podrá enfrentar analizando las relaciones entre la diversificación de la vegetación y la dinámica poblacional de herbívoros y sus enemigos naturales asociados a la luz de la entomofauna presente en agroecosistemas particulares.

Halfiter y Arellano (2001, 2002) estudiaron los efectos y consecuencias de la forestación artificial sobre las comunidades faunísticas y la conservación de la biodi-

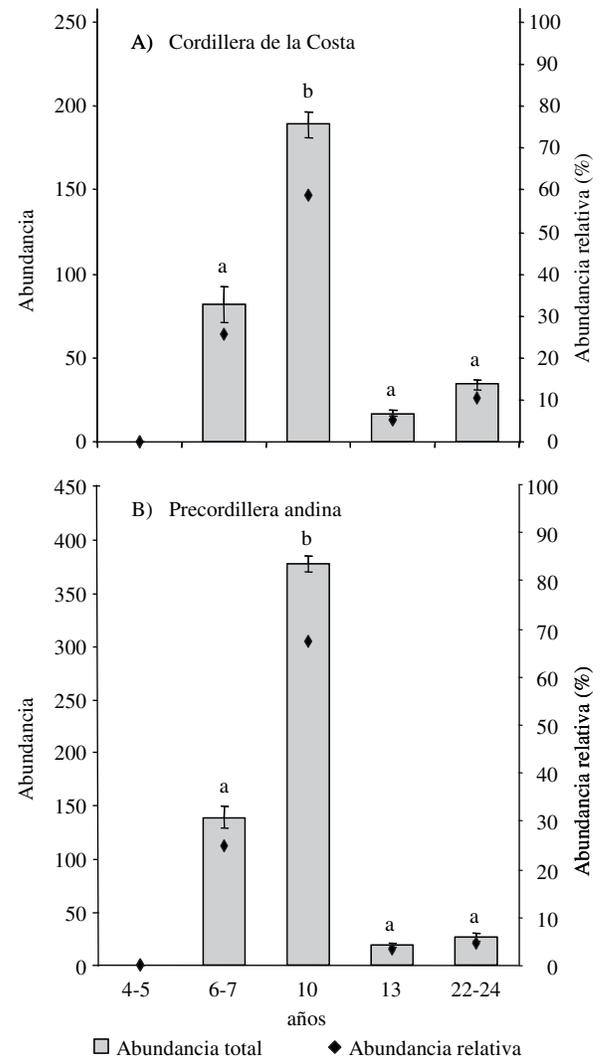


Figura 3. A: abundancias totales (\pm DE) y abundancias relativas (%) de *C. chilensis* en las distintas plantaciones en la Cordillera de la Costa. B: abundancias totales (\pm DE) y abundancias relativas (%) de *C. chilensis* en las distintas plantaciones en la precordillera andina. Letras diferentes sobre barras indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

A: total abundances (\pm DE) and relative abundances (%) of *C. chilensis* in different plantations in Coastal mountain range; B: total abundances (\pm DE) and relative abundances (%) of *C. chilensis* in different plantations in Andes mountains). Different letters on bars indicate significant differences ($P < 0,05$).

versidad, utilizando escarabajos coprófagos como grupo indicador de disturbio. La comparación cuantitativa y cualitativa de las diversidades, así como la estructura de los gremios de estos coleópteros, determinó que existen más similitudes que diferencias entre un agroecosistema y un bosque tropical nativo. Por otra parte, entre especies congénicas su diversidad está condicionada por la oferta de alimento y no por la cubierta vegetal. En el caso de *C. chilensis*, al parecer la presencia de sotobosque nativo al

Cuadro 2. Análisis de vegetación en plantaciones de distintas edades y lugar geográfico.

Analysis of vegetation in plantations of different ages and geographical location.

Especie	Coberturas (%)									
	Cordillera de la Costa (edad en años)					Precordillera andina (edad en años)				
	4-5	6-7	10	13	22-24	4-5	6-7	10	13	22-24
<i>Pinus radiata</i>	55	45	40	40	35	60	55	50	50	45
<i>Rubus ulmifolius</i>	–	5	–	–	–	–	5	4	–	–
<i>Lithrea caustica</i>	–	3	10	5	4	–	8	10	10	–
<i>Peumus boldus</i>	–	5	15	–	–	–	5	–	–	–
<i>Cryptocaria alba</i>	–	–	–	–	–	–	3	–	5	–
<i>Maytenus boaria</i>	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–
<i>Lapageria rosea</i>	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–
<i>Alstroemeria hookeri</i>	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Loasa tricolor</i>	–	–	5	–	–	–	–	5	–	–
<i>Poa sp.</i>	15	5	–	–	–	10	–	2	–	–
<i>Lolium sp.</i>	5	–	–	–	–	10	–	–	–	–
<i>Festuca sp.</i>	10	–	–	–	–	5	–	–	–	–
<i>Rumbus ulmifolius</i>	–	–	–	20	5	–	–	–	10	30

– = sin registros

interior de las plantaciones sería el factor que determina su abundancia.

Purtauf *et al.* (2005) elaboraron un modelo de respuesta trófica de carábidos en agroecosistemas, dependiendo si las especies en estudio son omnívoras o carnívoras y concluyen que estas últimas responden más rápido a la antropización de su hábitat. Al respecto, Xiao-Dong *et al.* (2004) determinaron para ensambles de especies de *Carabus* en bosque nativo y agroecosistemas del norte de China diferencias temporales y espaciales en la riqueza y abundancias de los taxa. Los autores concluyen que el microhábitat que genera el sotobosque y que recoloniza los agroecosistemas es el que sustenta la diversidad y abundancia de las especies y gatilla la dominancia de éstas con el resto de coleópteros. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en este estudio y por Jerez (2003), donde las mayores abundancias de coleópteros epígeos en la Región del Biobío corresponden a *C. chilensis* en el agroecosistema *P. radiata*.

El carábido *C. chilensis*, por ser depredador y áptero, sería susceptible a la pérdida de conectividad de su hábitat (With y Crist 1996, Gilbert *et al.* 1998, Hoyle y Gilbert 2004). Al respecto, Moreno (2001) señala que en el bosque maulino las poblaciones de *C. chilensis* son afectadas por la fragmentación, siendo más abundantes en fragmentos pequeños de bosque nativo y menos abundantes en bosque continuo y plantaciones de *P. radiata*. Esto fue verificado por Bustamante-Sánchez *et al.* (2004) y Grez (2005), quienes encontraron una mayor abundancia y diversidad de coleópteros epígeos en fragmentos pequeños del bosque maulino y una disminución de la abundancia y diversidad

de los coleópteros coprófagos con la fragmentación. Si bien es insuficiente el presente estudio para inferir relaciones causa-efecto respecto de la abundancia de *C. chilensis*, indica que las diferencias de abundancias en las distintas plantaciones estarían determinadas principalmente por la presencia de flora nativa en el sotobosque, donde éste podría encontrar refugio, alimentación, corredores biológicos y fuente de recolonización. Este patrón es similar tanto para predios de la precordillera andina como para la Cordillera de la Costa.

Los criterios propuestos por Halffter *et al.* (2000) permiten proponer utilizar a *C. chilensis* como un buen indicador de cambio ambiental. Sin embargo, es necesario tener presente que existen varios criterios para considerar a una especie como un bioindicador conveniente (Noss 1990, Pearson y Cassola 1992, Niemelä 2000): taxonomía y ecología bien conocidas, distribución en una amplia área geográfica, especialización o ciertos requisitos del hábitat, de fácil estudio y rentable, independencia relativa del tamaño de la muestra, su respuesta debe reflejar la respuesta de otras especies y debe ser de importancia económica potencial. Debido a la gama amplia de características deseadas, es difícil encontrar la o las especies que tengan todas las características expresadas (Noss 1990, Pearson y Cassola 1992).

La baja abundancia de *C. chilensis* en plantaciones sin sotobosque nativo indicaría un ambiente perturbado o en estado intermedio, como ocurre con las plantaciones de 10 y 13 años que presentan sotobosque nativo. Esto concuerda con Estades y Escobar (2005), quienes relacionaron positivamente la riqueza de especies de plantas vasculares con

el diámetro altura del pecho (DAP), pero negativamente con el área basal y densidad de árboles por hectárea de *P. radiata*. El grado de desarrollo del sotobosque se correlaciona con la edad de la plantación y, por lo tanto, con el tiempo transcurrido desde la última perturbación (tala del dosel) (Estades 1994, Eguiguren 1995). Al respecto, el actual sistema de manejo reduce la densidad de árboles e incorpora varias podas sucesivas con el fin de producir madera libre de nudos (Lisboa 1993); esto ha generado un aumento sustancial en la diversidad y grado de desarrollo de la vegetación nativa en el sotobosque de las plantaciones, lo que implicaría un aumento en la diversidad faunística asociada al sotobosque y en este caso de *C. chilensis*.

Las plantaciones de *P. radiata* son un ecosistema artificial que dominará gran parte del paisaje del sur de Chile. En consecuencia, el efecto modificador de las comunidades biológicas de su entorno seguirá operando por un tiempo que puede llegar a ser suficiente para promover cambios ecológicos relevantes (Jerez y Arce 1990, Estades *et al.* 1998) en muchas poblaciones de plantas y animales nativos, y al menos dos factores han influido en la existencia de este conjunto de especies: la evolución favorable de los esquemas de manejo y la adaptación creciente de las especies a estos nuevos ambientes (Estades y Escobar 2005).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen especialmente al Dr. Juan Carlos Ortiz y al Biólogo Christian Muñoz-Escobar por su ayuda en terreno; a Germán Schaub y Marcelo Fariña de Forestal BioBío S.A. Finalmente a los evaluadores anónimos y al Proyecto 203.113.061-1.0 de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción por el financiamiento.

REFERENCIAS

- Braun-Blanquet J. 1979. Fitosociología: Bases para el Estudio de las Comunidades Vegetales. Blume Ediciones. Madrid, España. 820 p.
- Brones R, V Jerez. 2004. Coleópteros asociados al follaje y fenología de *Lithrea caustica* (Mol.) (Anacardiaceae) en un fragmento de bosque costero, VIII Región, Chile. *Gayana* 68(1):43-52.
- Brones R. 2004. Relación de los ensamblajes de coleópteros en *Lithrea caustica* (Mol.) H. *et al.* (Anacardiaceae) y su fenología. Seminario de Título Biología. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. 56 p.
- Bustamante-Sánchez MA, AA Grez, JA Simoneti. 2004. Dung decomposition and associated beetles in fragmented temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 107-120.
- Caro MT, D O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13:805-814.
- Eguiguren F. 1995. Caracterización florística del sotobosque en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don de la provincia de Arauco, VIII Región. Tesis Ingeniería Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. 85 p.
- Estades CF. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 6:24-27.
- Estades CF, SA Temple, AF Gajardo. 1998. Unusual nesting of the rufous-legged owl? *Journal of Raptor Research* 32:183.
- Estades CF, MA Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. In Smith-Ramírez C, J Armesto y C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 600-616.
- Favila ME y G Halffter. 1997. The use of indicator group for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana* 72:1-25.
- Gilbert F, A González, IL Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a micro-ecosystem *Proc. R. Soc. Lond.* 265:577-582.
- Grez A. 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epígeos. In Smith-Ramírez C, J Armesto y C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 565-572.
- Halffter G, C Moreno, EO Pineda. 2000. Manual para evaluación de la biodiversidad en reservas de la biosfera. CYTED, ORCYT-UNESCO y SEA eds. Manuales y Tesis SEA 2. 79 p.
- Halffter G, L Arellano. 2001. Variación de la diversidad en especies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) como respuesta a la antropización de un paisaje tropical. In Navarrete-Heredia JL, HE Fierros-López, A Burgos-Solorio eds. Tópicos sobre Coleóptero de México. Guadalajara, México. Universidad de Guadalajara - Universidad Autónoma del Estado de Morelos. p. 35-56.
- Halffter G, L Arellano. 2002. Response of dung beetle to human-induced changes in a Tropical Landscape. *Biotropica* 34(1): 144-154.
- Hoyle M, F Gilbert. 2004. Species richness of moss landscapes unaffected by short-term fragmentation. *Oikos* 105:359-367.
- Ibarra-Vidal H, C Sepúlveda, D Saavedra, E Maldonado. 2005. Propuestas de conservación de los bosques nativos en la cordillera del Maule y Biobío (VII y VIII Regiones). In Smith-Ramírez C, J Armesto y C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 617-631.
- Jerez V y R Arce. 1990. Selección trófica de *Dictyneis asperatus* (Blanchard, 1851) (Coleoptera: Chrysomelidae: Eumolpinae) sobre *Pinus radiata* D. Don. *Revista Chilena de Entomología* 18:97-98.
- Jerez V. 2003. Catastro de coleópteros epígeos en rodales de *Pinus radiata* D. Don en la Octava Región, Chile. In Libro de resúmenes XXV Congreso Nacional de Entomología. Talca, Chile. Universidad de Talca. 65 p.
- Jiroux E. 1996. Révision di genre *Ceroglossus*. Collection Systematique Vol. 1. Ed. Magellanes. 175 p.

- Jiroux E. 2006. Le genre *Ceroglossus*. Collection Systematique Vol. 14. Ed. Magellanes 175 p.
- Lisboa HB. 1993. The Chilean *Pinus radiata* sector. In Lewis NB, IS Ferguson eds. Management of radiate pine. Melbourne, Australia. Inkata Press p. 365-379.
- Lindenmayer DB, CR Margules, DB Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14:941-950.
- Lubchenko J, AM Olson, LB Brubaker, SR Carpenter, MM Holland, SP Hubbell, SA Levin, JA Macmahon, PA Matson, JM Melillo, HA Mooney, CH Peterson, HR Pulliam, LA Real, PJ Regal, PG Risser. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* 72:371-412.
- Mc Alece N. 1997. Biodiversity Professional Beta 1. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. Consultado 5 de diciembre 2005. Disponible en <http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>.
- McGeoch MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Review* 73: 181-201.
- Moreno P. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños corporales de coleópteros epigeos. Memoria de Título Medicina Veterinaria. Santiago. Chile. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Chile. 71 p.
- Niemelä J. 1993. Interspecific competition in ground-beetle assemblages (Carabidae): what have we learned? *Oikos* 66:325-335.
- Niemelä J. 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici* 37:307-317.
- Noss R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Okamoto M, N Kashiwai, ZH Su, S Osawa. 2001. Sympatric convergence of the colour pattern in the Chilean *Ceroglossus* ground beetles inferred from Sequence Comparisons of the Mitochondrial ND5 Gene. *Journal of Molecular Evolution* 53:530-538
- Pearson DL, F Cassola. 1992. World-wide species richness patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6:376-391.
- Pearson DL. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In Hawksworth DL ed. Biodiversity measurement and estimation. London, UK. Chapman and Hall. p. 75-79.
- Peters K. 1938. Estudio experimental sobre silvicultura en Chile. Santiago, Chile. Imprenta Nascimento. 50 pp.
- Pharo EJ, AJ Beattie, D Binns. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biology* 13:282-292.
- Purtauf T, C Thies, K Ekschmitt, V Wolters, J Dauber. 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators* 5(4):295-304.
- Rainio J, J Niemelä. 2006. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- Reiche K. 1897. Vorläufige Mitteilung über die Flora in den chilenischen Cordilleren von Curicó und Linares. *Botanische Jahrbücher* 23:610-611.
- Schulmeyer D. 1978. Observaciones fitogeográficas sobre la Cordillera de Nahuelbuta. Boletín Informativo II trimestre. Santiago, Chile Instituto Geográfico Militar. p. 11-27.
- Statsoft Inc. 1998. STATISTICA for Windows (computer program manual). Tulsa, Oklahoma, USA. 2435 p.
- Vergara OE, V Jerez, LE Parra. 2006. Diversidad y patrones de distribución de coleópteros en la Región del Biobío, Chile: una aproximación preliminar para la conservación de la diversidad. *Revista Chilena de Historia Natural* 79(3):369-388.
- With KA, TO Crist. 1996. Translating across scales: simulating species distributions as the aggregate response of individuals to heterogeneity. *Ecological Modelling* 93:125-137
- Xiao-Dong Y, I Tian-Hong, Z Hong-Zhang. 2004. *Carabus* (Coleoptera: Carabidae) assemblages of native forest and non-native plantations in Northern China. *Entomologica Fennica* 15:129-137.
- Zar JH. 1974. Biostatistical analysis. Englewood Cliffs, New Jersey, USA. Prentice Hall. 620 p.

Recibido: 23.03.06

Aceptado: 14.08.07