UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales y
de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

DIVERSIDAD DE INSECTOS EPÍGEOS ASOCIADOS A HUALO (*Nothofagus glauca*) Y PINO (*Pinus radiata*) EN EL PREDIO PANTANILLOS, REGIÓN DEL MAULE, CHILE

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

FRANCISCO MUÑOZ ALEGRÍA
Ingeniero Forestal

SANTIAGO, CHILE
2015

Proyecto de grado para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesora Guía	Nombre	Amanda Huerta Fuentes
	Nota	
	Firma	
Profesora Consejera	Nombre	Audrey Grez Villarroel
	Nota	
	Firma	
Profesor Consejero	Nombre	Cristián Estades Marfán
	Nota	
	Firma	

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN ..... **V**

INTRODUCCIÓN **1**

MATERIAL Y MÉTODOS **6**

ÁREA DE ESTUDIO 6

DISEÑO EXPERIMENTAL Y MUESTREO 8

ANÁLISIS DE LOS DATOS 9

RESULTADOS **10**

COMPOSICIÓN 10

ABUNDANCIA RELATIVA 14

RIQUEZA RELATIVA 15

RIQUEZA ESPERADA 16

SIMILITUD 19

DISCUSIÓN **20**

LITERATURA CITADA **23**

ANEXO 1 ..... **31**

1. RIQUEZA RELATIVA ENTRE TEMPORADAS, PARA CADA TIPO DE VEGETACIÓN. 32

2. RIQUEZA RELATIVA ENTRE TIPO DE VEGETACIÓN, PARA CADA TEMPORADA. 33

3. ABUNDANCIA RELATIVA ENTRE TEMPORADAS, PARA CADA TIPO DE VEGETACIÓN. 34

4. ABUNDANCIA RELATIVA ENTRE TIPO DE VEGETACIÓN, PARA CADA TEMPORADA. 35

5. INDICE DE SHANNON ENTRE TIPO DE VEGETACIÓN, PARA CADA TEMPORADA. 36

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de los tres tipos de vegetación 7
Figura 2. Tipos de vegetación estudiadas. 8
Figura 3. Trampas de intercepción utilizadas en el estudio. 9
Figura 4. Abundancia relativa (%) de familias de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada 12
Figura 5. Abundancia relativa (%) de géneros de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada 14
Figura 6. Abundancia relativa (número de individuos por hectárea ± error estándar) de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada 15
Figura 7. Riqueza relativa (número de especies por hectárea ± error estándar) de coleópteros epígeos por tipo vegetación y temporada 16
Figura 8. Curvas de rarefacción de la riqueza esperada de coleópteros epígeos para los distintos tipos de vegetación 17
Figura 9. Dendrogramas de similitud de la composición de coleópteros epígeos en los tres tipos de vegetación 19

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Abundancia relativa (N° individuos/ha) de especies de coleópteros epígeos capturados por tipo de vegetación y temporada en el Predio Pantanillos, Constitución, Región del Maule. 11
Tabla 2. Índices de Shannon-Wiener, Pielou, Chao 2 y Jacknife 1 de coleópteros epígeos de los tres tipos de vegetación por temporada. 18
Tabla 3. Índice de similitud de Jaccard de coleópteros epígeos entre los distintos tipos de vegetación por temporada. 19

Resumen

El conocimiento de la fauna entomológica permite situar a los coleópteros, como actores importantes dentro de los ecosistemas debido a su condición de indicadores ecológicos de un territorio. En la costa de la Región del Maule predominan las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don con fragmentos de bosque nativo dominado por hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser). Esta formación nativa ha sido sometida a una fuerte presión antrópica, siendo interesante para la conservación de la diversidad biológica. Este estudio determinó si existían diferencias en la fauna de coleópteros epígeos en tres tipos de vegetación: plantaciones de pino, bosques de hualo y bosques mixtos (hualo-pino), en la zona de Constitución, Chile central. Se seleccionaron tres rodales en cada tipo de vegetación, que se muestrearon en dos temporadas: primavera (2010) y verano (2011). En cada rodal se estableció al azar un transecto lineal de 100 m, donde se instalaron 10 trampas de intercepción cada 10 m. Se determinó la composición, abundancia relativa, riqueza relativa, e índices de Shannon (H'), Pielou (J'), Chao 2, Jacknife 1 y Jaccard de especies de coleópteros epígeos en los tipos de vegetación por temporada. Se hicieron ANDEVAS de cada indicador y cuando hubo diferencias se emplearon pruebas de Tukey HSD ($p \leq 0,05$). Además, se aplicaron curvas de rarefacción para obtener la riqueza esperada. Las abundancias relativas de coleópteros fueron significativamente superiores en los bosques de pino en primavera, al compararlas con los otros tipos de vegetación. Las riquezas relativas de coleópteros en los bosques de pino y hualo fueron similares y significativamente superiores a la de los bosques mixtos en verano. No obstante, la riqueza esperada de coleópteros fue superior en los bosques de hualo. Por lo anterior, se dedujo que sólo el esfuerzo de muestreo en verano fue el adecuado, ya que se capturó el total de especies esperadas en todos los tipos de vegetación, lo que fue comprobado con los índices Chao 2 y Jacknife 1. En primavera, los H' fueron significativamente superiores en los bosques mixtos, y con J' de 0,89, es decir, que la mayor parte de las especies compartieron abundancia similar. En verano, los tres tipos de vegetación presentaron diferencias significativas en los H', siendo superiores en los bosques de hualo, unido a J' de 0,97, que significa que las especies en dicha formación tuvieron abundancias similares. En primavera, las plantaciones de pino y los bosques mixtos tuvieron las mayores similitudes (46%); mientras que en verano, sólo las formaciones de hualo y mixtas compartieron especies (20%). Los análisis de las curvas de rarefacción coincidieron con la literatura citada, puesto que se evidenció que los fragmentos de bosque nativo tuvieron una mayor riqueza esperada, especialmente en primavera. Dado lo anterior, la hipótesis planteada se cumplió ya que hubo diferencias tanto en abundancia como riqueza entre los tres tipos de vegetación, así como variaciones en la presencia/ausencia de especies de coleópteros en las distintas formaciones y temporadas.

Palabras clave: Coleópteros epígeos, *Nothofagus glauca*, *Pinus radiata*, abundancia relativa, riqueza relativa, riqueza esperada.

Abstract

Knowledge of the entomological fauna can place the insects, especially beetles, as important players in ecosystems due to their status as ecological indicators of an area. The coast of the Maule Region presents a landscape dominated by *Pinus radiata* D. Don plantations with fragments of native forest dominated by hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser). These native formations have been subjected to strong anthropogenic pressure by pine plantations which makes it an interesting object of study and a major hot spot for biodiversity conservation. This study determined whether there were differences in diversity of epigeal beetles based on their composition, abundance and richness in stands of pine, hualo and mixed hualo-pine in Constitución region, Central Chile. Three mature stands were selected for each study situation (three stands of pine, 3 hualo and 3 mixed). In each stand was established at random transect of 100 m, where they installed 10 pitfall traps every 10 m during spring (2010) and summer (2011). For beetle it was determined their composition, relative abundance, relative richness, and Shannon (H'), Pielou (J'), Chao 2, Jacknife 1 and Jaccard indices from three forest types. For each indicator, an ANOVA was performed and in case of finding significant differences, Tukey HSD ($p \leq 0.05$) tests were applied. Additionally, rarefaction curves were applied to obtain the expected richness of beetles in vegetation types and seasons. In spring the highest relative abundance was found, being significantly higher in pine forests when compared to the other two types of woodland. The relative richness of beetles in pine forests and hualo were similar and significantly higher than that of mixed forests in summer. However, the expected richness of beetles was higher in forests hualo. Therefore, it follows that only in summer sampling effort was adequate, since the total of expected species captured in all types of vegetation, which was tested with the Chao 2 and Jacknife 1 indices. In spring H' rates were significantly higher in mixed forests than on the other forests with a J' rate of 0.89, meaning that most of the species shared similar abundance. In summer, the three zones showed significant differences regarding to H' rates, being higher in hualo forests, related to J' rate of 0.97, which means that the species present in these formations had similar abundances. In spring pine forests and mixed hualo-pine forests had the highest similarity with 46% of the species, whilst in summer, only hualo formations and mixed hualo-pine shared species (20%). The results presented here, when analyzed from rarefaction curves coincide fully with the literature cited, since it is evident that the native forest fragments have a higher expected richness, especially in spring. Given this, the stated hypothesis is true since differences were found in both abundance and richness among the three vegetation types studied, as well as variations in the presence/absence of species of beetles in different formations and seasons.

Key words: Epigeal beetles, *Nothofagus glauca*, *Pinus radiata,* relative abundance, relative richness, expected richness.

Introducción

El género *Nothofagus* corresponde a un elemento clave en la fitogeografía del hemisferio sur, particularmente en formaciones boscosas del extremo austral de Sudamérica (Gajardo, 2001). Según CONAF *et al.* (1999), de la superficie total de bosque nativo chileno (13,4 millones de ha), aproximadamente un 55% está formado por especies boscosas de este género.

En este contexto, el paisaje de la costa de la Región del Maule se encuentra dominado por una extensa matriz de plantaciones de pino (*Pinus radiata* D. Don), existiendo fragmentos de vegetación nativa compuesto principalmente por bosques secundarios de hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser) y bosques primarios de coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst) en las quebradas (San Martín y Donoso, 1996; Bustamante y Castor, 1998; Estades y Temple, 1999).

Nothofagus glauca es una de las especies de Nothofagus más septentrionales de Chile. Se distribuye en la Cordillera de la Costa en forma discontinua desde el Cerro Hueque en la zona de Alhué, Provincia de Melipilla, Región Metropolitana (33º 56`S), hasta las cercanías de Quirihue, Provincia de Ñuble, Región del Biobío (36º 17`S). En la Cordillera de Los Andes presenta una distribución más continua, desde la precordillera, un poco al norte del Río Teno (35º 01`S), en la Provincia de Curicó, Región del Maule, hasta la zona de San Fabián de Alico (36º 32`S) en la Provincia de Ñuble, Región del Biobío (Donoso, 1993; Fierro, 1998; Hechenleitner *et al.*, 2005).

Según el estado de conservación *N. glauca* ha sido catalogada como "vulnerable", en el Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile (Benoit, 1989), como "fuera de peligro" en el Tercer Proceso de Clasificación de Especies (D.S. 51, MINSGPRES, 2008) y recientemente como "casi amenazada", en el Séptimo Proceso de Clasificación (D.S. 42, MMA, 2011). Por su parte, IUCN (2011) clasifica a esta especie como "vulnerable" (A1cd, B1+2c), pero señala que necesita una nueva revisión. No obstante, *N. glauca* se ha visto históricamente afectada por diversos procesos antrópicos que han disminuido su población (Serra *et al*., 1986; San Martín y Donoso, 1996), siendo la fragmentación su principal amenaza (Bustamante *et al.*, 2004; Echeverría *et al*., 2006). Echeverría *et al.* (2006) señalan que el bosque maulino, del que hualo forma parte, ha sido intensamente deforestado y fragmentado por una matriz de pino, reduciendo en un 67% su área entre 1975 y 2000. A su vez, diversos estudios señalan que esta formación boscosa, al ser un punto de confluencia entre la biota austral y el bosque esclerófilo, resulta de relevancia, especialmente por su alto grado de endemismo, que lo convierte en un *hot-spot* para la conservación de la biodiversidad (Myers *et al.,* 2000; Saavedra y Simonetti, 2001).

Desde el punto de vista del hábitat, *N. glauca* está presente en un clima templado-cálido; por el norte, acompañado por un periodo seco y por el sur, con una estación seca lluviosa, ambos con siete a ocho meses de duración (Donoso *et al.,* 1995). Fierro (1998) y Donoso *et al*. (1995) señalan que esta especie prefiere suelos pedregosos y delgados, ocupando preferentemente zonas montañosas con pendientes fuertes. Por lo general, los bosques de *N. glauca* son puros y con escasas especies leñosas acompañantes, tales como: *Gevuina avellana, Lomatia hirsuta, Lomatia dentata, Cryptocarya alba, Persea lingue, Quillaja saponaria, Peumus boldus, Sophora macrocarpa,* entre otras (Ormazábal y Benoit, 1987; Donoso *et al.,* 1995). No obstante, debido a la fuerte introducción de pino insigne en la Región del Maule, existen muchas zonas donde *N. glauca* y *P. radiata* se desarrollan en conjunto como bosques mixtos.

Por otra parte, las plantaciones de pino insigne por su continuidad de cobertura arbórea y superficie plantada, constituyen un interesante problema a abordar debido al rol que juegan en el mantenimiento de la diversidad biológica (Didham *et al.*, 1996; Estades y Escobar, 2005; Briones y Jerez, 2007). No obstante, Bonham *et al.* (2002) y Sackmann *et al.* (2008) señalan que es común referirse a ellas como un "desierto verde" debido a la drástica disminución de la diversidad observada frecuentemente en las plantaciones densas. Esta especie fue introducida en Chile al término del siglo XIX con fines ornamentales, y comenzó a plantarse con objetivos productivos en la década de 1960, convirtiéndose en la conífera exótica más importante del país, cubriendo 1,6 millones de ha en la actualidad (INFOR, 2002). A pesar de la gran extensión de las plantaciones forestales en Chile, el estudio del impacto de la forestación sobre la comunidad faunística ha sido documentado escasamente (Estades y Escobar, 2005; Briones y Jerez, 2007; Benitez *et al.,* 2008, Simonetti *et al*., 2012).

El estudio de insectos, y de artrópodos en forma más amplia, se ha centrado principalmente en aquellos que puedan causar pérdidas económicas (Parra y Cerda, 1991; Artigas, 1994; Lanfranco *et al*., 1994). Sin embargo, Sáiz y Jerardino (1985) y Grez *et al.* (2003) han realizado estudios ecológicos comparando abundancia y riqueza de insectos en plantaciones de pino y en los bosques nativos adyacentes. En este sentido, Grez (2005) señala que la entomofauna asociada al bosque maulino es diversa y con un alto grado de endemismo, registrándose en el último tiempo nuevas especies para el área.

Los antecedentes del estado sanitario de *N. glauca* son escasos. Huerta *et al.* (2011), en un sector costero de la Región del Maule, establecieron que uno de los principales agentes de daño de esta especie arbórea corresponde a *Perzelia sp.* (Lepidoptera: Oecophoridae), que perfora las semillas y daña las hojas, afectando directamente la regeneración. Del mismo modo, estos autores determinaron nuevos agentes de daño no registrados en *N. glauca* como el crisomélido *Hornius sulcifrons* (Fairm.), el que corresponde a

una nueva cita para la especie y los curculiónidos *Aegorhinus superciliosus* (Guérin), *Hybreoleptops aureosignatus* (Blanchard.) e *Hybreoleptops tuberculifera* (Boh.), que ampliaron su distribución geográfica.

Biodiversidad, diversidad biológica o simplemente diversidad han sido términos usados a través del tiempo, sin diferencias. Magurran (2004) señala que la "diversidad biológica" se entiende como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros sistemas acuáticos y complejos ecológicos de la cual forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre especies y ecosistemas. A su vez, este mismo autor define la riqueza como el número de especies de un determinado taxón en un ensamble de especies y la abundancia, como el número total de individuos de todas las especies presentes en un lugar determinado.

De este modo, los índices alfa (riqueza de especies y abundancia de una comunidad particular) y beta (grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades) son de gran utilidad para comprender los cambios de la diversidad, pues permiten medir y hacer seguimientos (Whittaker, 1972; Iszák y Papp, 2000; Moreno, 2001), así como determinar rangos de variación de una especie y la abundancia relativa de cada una (Del Río *et al.,* 2003). En otras palabras, desde el punto de vista práctico, con ambos índices es posible determinar la composición de la diversidad de un determinado lugar, lo que permite tener una aproximación rápida respecto del estado y condición de un ecosistema, aportando con una idea general de las condiciones ambientales (sectores prístinos o intervenidos) a las que se enfrentan las especies.

Como una forma de complementar la riqueza de especies se usa el índice de Shannon- Wiener (H') que mide el grado de incertidumbre que existe en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar en una comunidad. Para un número dado de especies e individuos, la función tendrá un valor mínimo cuando todos los individuos pertenecen a la misma especie y un valor máximo cuando todas las especies tienen la misma cantidad de individuos. Los valores obtenidos con este índice generalmente varían entre 1,5 y 3,5. Con el fin de establecer los resultados del índice de H' en una escala de valores de 0 a 1, se recurre al índice de equidad de Pielou (J'), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la diversidad máxima esperada, donde 1 corresponde a situaciones en que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 2004). Adicionalmente, la riqueza específica se puede estimar con los índices Chao 2 y Jacknife de primer orden que corresponden a estimadores no paramétricos que requieren solamente datos de ausencia/presencia (Moreno, 2001). Cuando los tamaños de muestras son desiguales se pueden aplicar curvas de rarefacción que permiten hacer comparaciones del número de especies entre

comunidades. Calcula el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar (Moreno, 2001; Escalante, 2003; Fierro *et al*., 2011).

La diversidad beta se puede representar según el índice de Jaccard (Ij), que expresa el grado en el que dos muestras (o ambientes) son semejantes por las especies presentes (ausencia/presencia). El intervalo de valores para este índice varía desde 0, cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2001); además, dichos resultados se pueden visualizar como porcentaje de especies compartidas.

El estudio de insectos a partir de las caracterizaciones espacio-temporales proporciona información sobre el estado de los ecosistemas, ya que una especie o grupo de especies responden de una forma predecible, siendo observables y cuantificables fácilmente (Brown, 1991; McGeoch, 2007). De esta forma, los insectos se consideran bioindicadores del grado de recuperación o perturbación de un ecosistema, dadas la biomasa y riqueza que éstos representan (Nilsson *et al.,* 1994; Didham *et al*., 1996), que juegan un rol importante sobre la polinización, herbivoría, depredación y descomposición de materia orgánica (Didham *et al.,* 1996; Didham, 1997). Además, los insectos son parte fundamental en la riqueza, y en el funcionamiento de los ecosistemas (Davis *et al.*, 2001; Lu y Samways, 2002; Balvanera *et al.*, 2005). También, la diversidad biológica y ecológica de los insectos permite situarlos como actores relevantes dentro de los ecosistemas, siendo indicadores eficientes de la diversidad de un territorio (Morrone y Ruggiero, 2001); no obstante, los insectos se emplean rara vez en la caracterización de ambientes naturales (Didham *et al.*, 1996; Solervicens y Estrada, 2002). En este sentido, el conocimiento de la entomofauna representa una base sólida para desarrollar estudios ecológicos y biológicos de las especies, permitiendo la fundamentación de planes de manejo, evaluaciones de impacto ambiental con énfasis en la conservación y el uso racional de los recursos (Solervicens y Estrada, 2002). Por lo anterior, el conocimiento de la diversidad, de los factores ecológicos que permiten su existencia y la historia evolutiva de los taxa son fundamentales para decidir o sugerir políticas de conservación (Arroyo, 1999; Eguiarte *et al*., 1999).

Debido a que la Clase Insecta es muy diversa y compleja, en los estudios de entomofauna usualmente se considera al Orden Coleoptera, ya que tiene una composición taxonómica que minimiza, en parte, las dificultades de identificación y facilita la obtención de información rápida sobre la ecología de los fragmentos de bosque (Marinoni y Ganho, 2006), sobre todo si se considera que los coleópteros son un componente importante de la fauna asociada a distintos tipos de bosques o formaciones vegetales. Se estima que dicho orden representa alrededor del 30% de la diversidad entomológica a nivel nacional (Briones y Jerez, 2004). Cepeda *et al.* (2005) señalan que los coleópteros presentan características

circadianas y estacionales, las que dependen en gran medida de la vegetación. Al mismo tiempo, estos insectos son notables por la plasticidad en sus mecanismos para responder frente a variaciones del medio (Briones y Jerez, 2004). Por su parte, Vergara *et al*. (2006) indican que los coleópteros corresponden a buenos indicadores de la biodiversidad de un territorio, ya que están asociados a formaciones vegetales, presentan abundancia y diversidad ecológica elevadas, rangos de distribución restringidos y niveles de endemismo altos.

Sackman *et al.* (2008) dicen que entre los organismos potencialmente más afectados por las plantaciones de especies exóticas se encuentran los insectos epígeos como escarabajos y hormigas, dada su alta sensibilidad a los cambios en los ecosistemas. La hipótesis de trabajo de la presente tesis plantea que existirían diferencias en la diversidad de coleópteros epígeos entre los bosques de hualo, mixtos (hualo-pino) y las plantaciones de pino en primavera y verano. El objetivo de este estudio es determinar si existen diferencias en la diversidad de coleópteros epígeos en función de su composición, abundancia y riqueza en dichos tipos de vegetación, en primavera y verano en una zona costera de Constitución, Chile central, a objeto de contribuir con el conocimiento en materia de diversidad de insectos para estas asociaciones vegetales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el Centro Experimental Dr. Justo Pastor León, Predio Pantanillos (35º 26'S - 72º 17'O) de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile, ubicado en la Comuna de Empedrado, Constitución, en la zona costera de la Región del Maule, Chile central (Figura 1). Esta área corresponde al bioclima mediterráneo (Luebert y Pliscoff, 2006). La temperatura promedio mínima es 5,9°C (julio) y la máxima 22,7°C (enero) con lluvias concentradas en invierno y precipitación media anual de 881 mm (Santibáñez y Uribe, 1993). Este centro experimental presenta tres grandes tipos de formaciones vegetacionales, plantaciones (de pino y eucalipto), bosques de hualo y una situación mixta donde se presentan condiciones de ecotono entre ambas.

Desde el punto de vista biogeográfico, el área de estudio se encuentra inserta en lo que Gajardo (1994) denomina como región del bosque caducifolio, sub-región del bosque caducifolio montano. El bosque caducifolio se presenta como límite superior de las situaciones más favorables del bosque esclerófilo. Ocurre en altitud, en ambas cordilleras, representando situaciones relictuales y de extensión reducida. Sus formaciones vegetales han sido intervenidas fuertemente. En la Cordillera de la Costa, la sub-región del bosque caducifolio montano se manifiesta especialmente en los bosques de hualo (*N. glauca*), que están repartidos de preferencia en las cumbres, laderas y quebradas más próximas al litoral. Entre sus comunidades características están hualo (*N. glauca*)-corcolén (*Azara petiolaris*), que ocupa posiciones ambientales menos favorables, y hualo (*N. glauca*)-avellano (*G. avellana*), que representa la fase más húmeda y de mayor desarrollo, distribuyéndose por el cauce de las quebradas y en laderas de exposición sur. En los sectores más degradados, se encuentra junto con la agrupación de litre (*Lithraea caustica*)-corcolén (*Azara integrifolia*).

Se estudiaron tres tipos de vegetación (tres rodales de cada tipo; Figura 2): A) Bosques de *N. glauca,* ubicados principalmente en quebradas con pendiente moderada, pedregosidad alta y hojarasca descompuesta pobremente con dosel relativamente abierto (cobertura de 70%), acompañado por diversas especies como: *U. molinae, Pernettya insana, A. integrifolia, Escallonia pulverulenta, L. caustica, P. lingue, Luma apiculata* y *Laurelia sempervirens*; B) Plantaciones de *P. radiata* adultas, con dosel cerrado (cobertura promedio de 90%; altura promedio de 25 m); topografía de lomaje suave con sotobosque muy conspicuo, compuesto principalmente por *Ugni molinae* y algunos ejemplares de *Lapageria rosea* en los bordes; y por último, C) Bosques mixtos de individuos adultos de *P. radiata* y *N. glauca,* ubicados en sectores de media a alta ladera, con alta pedregosidad superficial. La altura media de los árboles es de 18-

20 m, siendo los ejemplares de pino los de mayores alturas. La cobertura arbórea se estimó en un 70% aproximadamente. Las principales especies que conforman esta asociación vegetacional corresponden a *P. radiata, N. glauca, U. molinae, E. pulverulenta, L. caustica* y *R. moschata*, entre otras.

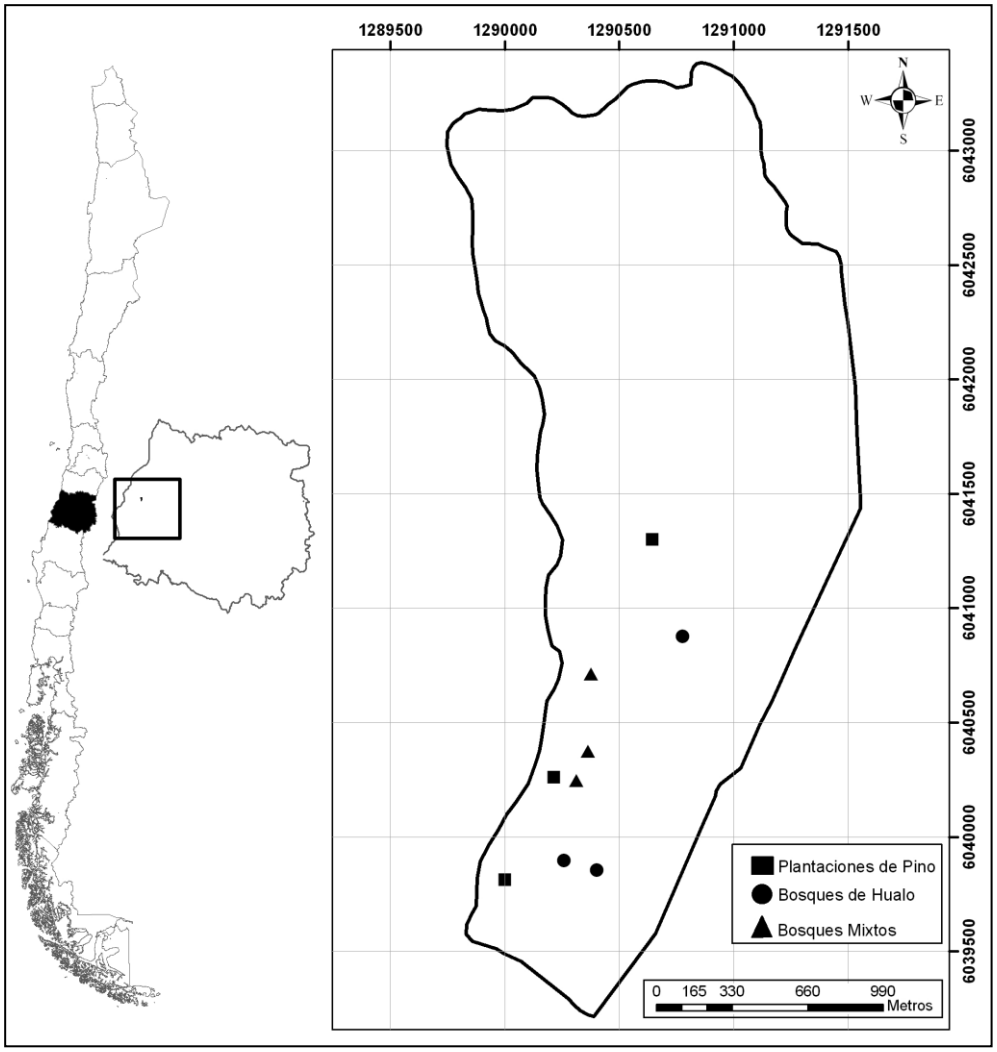

Figura 1. Ubicación geográfica de los tres tipos de vegetación estudiadas dentro del Centro Experimental Dr. Justo Pastor León, Predio Pantanillos, Constitución, Región del Maule.

Figura 2. Tipos de vegetación estudiadas. A. Bosque de *N. glauca*. B. Plantación de *P. radiata*. C. Bosque mixto.

Diseño experimental y muestreo

Se establecieron en total nueve transectos lineales al azar, de 100 m cada uno, por tipo de vegetación (tres sectores de plantaciones de pino, tres sectores de bosques de hualo y tres sectores de bosques mixtos). En cada transecto se distribuyeron 10 trampas de intercepción cada 10 m (*i.e.* 90 trampas) (Cartagena *et al*., 2002; Grez *et al.,* 2003; Cepeda *et al*., 2005; Fierro *et al*., 2011). Se muestrearon insectos en las temporadas de primavera 2010 (Noviembre) y verano 2011 (Enero). No se consideró otoño e invierno dado que en un muestreo previo para establecer el diseño experimental de este estudio se registró una baja actividad de los insectos en estas temporadas. Las trampas (Figura 3) consistieron en contenedores plásticos de 750 mL (Grez *et al.,* 2003; Gutiérrez y Ulloa, 2006), depositándose en su interior alcohol al 75% y agua con detergente. Las trampas se retiraron a los 15 días (Briones y Jerez, 2004; Cepeda *et al*., 2005). La determinación de los insectos se realizó mediante comparación con material de referencia conservado en distintas colecciones, como la del Instituto de Entomología de la Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación, el Museo de Entomología Forestal del Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile y consulta a especialistas, clasificando hasta familia y/o morfoespecie, según fuera posible.

Figura 3. Trampas de intercepción utilizadas en el estudio.

Análisis de los datos

La composición de especies de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada se presentó mediante la riqueza relativa (%), en tanto que la abundancia relativa por el N° de individuos/hectárea. Se consideró que el radio de acción de cada trampa de caída era de 5 m (Péfaur y Pérez, 1995), lo que se tradujo a una superficie de 78,5 m^2 para cada una de ellas. Se determinó la diversidad alfa mediante la abundancia relativa (N° de ind/ha) y la riqueza relativa de especies (N° de especies/ha) (Magurran, 2004). Como una forma de complementar dicha diversidad se determinaron los índices de Shannon-Wiener (H') y el de equidad de Pielou (J') (Magurran, 2004). La determinación de estos índices se hizo con el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001). La abundancia relativa, riqueza relativa y el índice de H' se compararon entre las medias de los distintos tipos de vegetación, mediante la prueba *a posteriori* de Tukey HSD ($p<0,05$) de una vía, utilizando el programa INFOSTAT. Adicionalmente, se calculó la riqueza específica para cada situación, utilizando los índices de riqueza de Chao 2 y Jacknife 1 (Moreno, 2001).

La diversidad beta se estableció mediante el índice de similitud de Jaccard (Ij) (Moreno, 2001); además, se hizo un análisis de agrupamiento jerárquico de los coléopteros epígeos, usando el método de agrupamiento simple en los tres tipos de vegetación (Hammer *et al*., 2001).

Como una forma de complementar este estudio y dadas las características del diseño del muestreo, donde los tamaños de las muestras fueron variables (número variable de insectos capturados), se aplicaron

curvas de rarefacción (también conocidas como curvas de acumulación de especies) para estimar la riqueza esperada de especies de coleópteros epígeos en cada tipo de vegetación por temporada. Dichas curvas se determinaron utilizando el programa EstimateS 9 (Colwell *et al.*, 2012).

RESULTADOS

Composición

Desde los bosques mixtos en primavera de 2010 se capturaron 1.261 ind/ha, donde las familias más abundantes fueron Staphylinidae y Carabidae, con un 68% (879 ind/ha) y 20% (255 ind/ha), respectivamente. En verano de 2011, en tanto, se detectaron 280 ind/ha, siendo coincidentes las familias más abundantes con las de primavera pero en distintas proporciones, con predominio de Carabidae (55%; 153 ind/ha), seguido de Staphylinidae (23%; 73 ind/ha) (Tabla 1, Figura 4A).

Tabla 1. Abundancia relativa (N° individuos/ha) y distribución de especies de coleópteros epígeos capturados por tipo de vegetación y temporada en el Predio Pantanillos, Constitución, Región del Maule.

Familia	Nombre científico	Distribución	Primavera 2010			Verano 2011			Total
			Plantaciones de pino	Bosques de hualo	Bosques mixtos	Plantaciones de pino	Bosques de hualo	Bosques de mixtos	
Carabidae	*Cnemalobus* sp.	IV-IX Región (Tobar, 2009)	0	25	255	0	38	153	471
	Callidula nigrofasciata (Solier, 1849)	Sin determinar	51	0	0	0	0	0	51
	Ceroglossus chilensis (Eschcholtz, 1829)	VII - X Región (Grez *et al.*, 2003); VII-VIII Región (Tobar, 2009)	13	13	25	0	0	0	51
	Cyanotarsus andinus (Germain, 1855)	V-VII Región (Grez *et al.*, 2003)	1.325	0	0	713	0	0	2.038
Cerambycidae	*Acanthinodera cummingi (*Hope, 1833)	IV - IX Región (Peña, 2001); V-IX Región (Tobar, 2009)	0	13	0	0	0	0	13
Chrysomelidae	Sp1	Sin determinar	0	0	13	0	0	0	13
Curculionidae	*Rhyephenes maillei* (Solier, 1839)	IV-X Región (Artigas, 1994)	0	0	0	25	0	0	25
Elateridae	*Dilobitarsus cruxi* (Philippi, 1860)	VIII-IX Región (Tobar, 2009)	0	0	13	0	0	0	13
Lucanidae	*Pycnosiphorus* sp.	VI-VIII Región (Grez *et al.*, 2003)	25	38	0	0	0	0	64
	Sclerotomus cuculatus (Blanchard, 1842)	VI-X Región (Paulsen, 2005)	0	0	0	0	0	38	38
Scarabaeidae	*Brachysternus viridis (*Guérin - Méneville, 1831)	V - XI Región (Artigas, 1994); VIII Región (Arias, 2000); VII-IX Región (Tobar, 2009)	0	13	0	0	0	0	13
	*Germarostes posticus (*Germain, 1843)	La Campana (Saíz *et al.*, 1989)	0	586	0	0	0	0	586
Staphylinidae	*Loncovilius discoideus* (Fairmaire & Germain, 1862)	IV-IX Región (Grez *et al.*, 2003)	3.287	459	573	0	115	0	4.433
	Aleochara sp.	Sin determinar	76	0	306	0	0	64	446
Tenebrionidae	*Nycterinus substriatus* (Solier, 1848)	IV-VI Región (Tobar, 2009)	13	13	13	51	0	0	89
	Nycterinus sp.	IV-VI Región (Tobar, 2009)	13	13	13	0	0	0	38
	Gyrasida tomasi (Vidal y Flores, 2007)	Sin determinar	0	13	0	0	0	0	13
	*Heliofugus impressus (*Solier, 1851)	VII-X Región (Grez *et al.*, 2003)	0	0	0	0	0	25	25
Trogidae	*Polynoncus bullatus* (Curtis, 1844)	Sin determinar	0	0	0	38	0	0	38
Sin identificar	Sp1	Sin determinar	76	13	13	0	0	0	102
	Sp2	Sin determinar	13	0	13	0	0	0	25
	Sp3	Sin determinar	0	0	13	0	0	0	13
	Sp4	Sin determinar	0	13	13	0	0	0	25
		Total	**4.892**	**1.210**	**1.261**	**828**	**153**	**280**	**8.624**

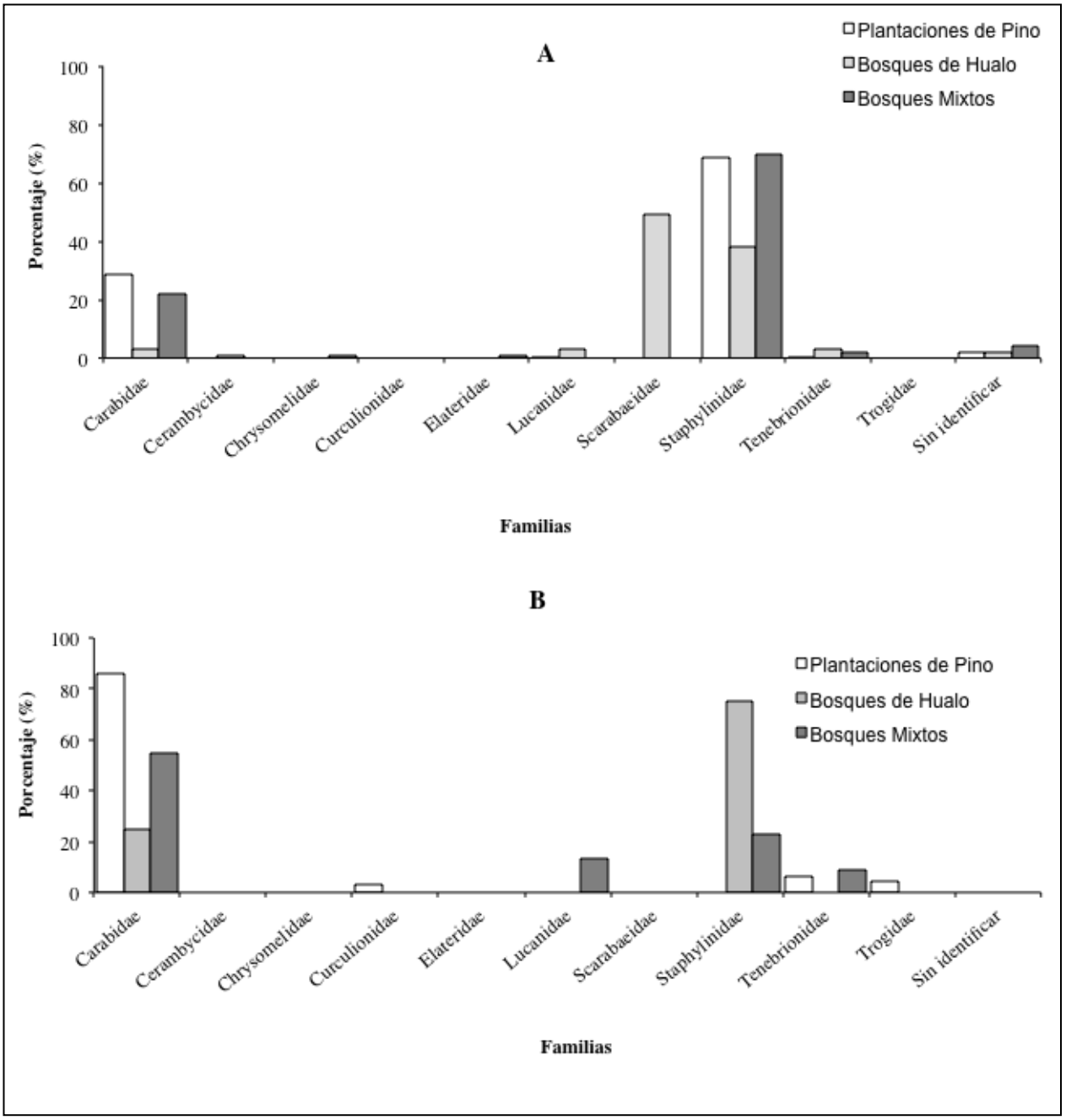

Figura 4. Abundancia relativa (%) de familias de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada. A. Primavera 2010. B. Verano 2011.

Desde las plantaciones de *P. radiata* en primavera de 2010 se obtuvieron 4.892 ind/ha, siendo las familias Staphylinidae y Carabidae las más abundantes con un 69 y 28% (3.363 y 1.339 ind/ha), respectivamente; mientras que en verano de 2011, se detectaron 828 ind/ha, siendo la familia más frecuente la Carabidae con un 86% (713 ind/ha) (Tabla 1, Figura 4).

Por su parte, para los bosques de hualo en primavera de 2010 se capturaron 1.210 ind/ha. Las familias más abundantes correspondieron a Scarabaeidae y Staphylinidae, con un 50% (599 ind/ha) y 38% (459 ind/ha), respectivamente; mientras que en verano de 2011 se colectaron 153 ind/ha, registrándose sólo las familias Staphylinidae, con un 75% (115 ind/ha) y Carabidae con un 25% (38 ind/ha) (Tabla 1, Figura 4).

En los bosques mixtos en primavera de 2010 se obtuvieron 1.261 ind/ha, siendo las familias Staphylinidae y Carabidae las más abundantes con un 70 y 22% (879 y 280 ind/ha), respectivamente; mientras que en verano de 2011 se encontraron 280 ind/ha en total, siendo la familia más frecuente la Carabidae con 55% (153 ind/ha) (Tabla 1, Figura 4).

Respecto de los géneros, en las plantaciones de *P. radiata*, en primavera de 2010, predominaron los géneros *Loncovilius* (Col., Staphylinidae) con un 67% y *Cyanotarsus* (Col., Carabidae) con un 27%. En verano de 2011 el 86% correspondió a *Cyanotarsus*, estando la especie *Cyanotarsus andinus* presente en ambas temporadas, acompañada en menor medida por *Nycterinus* sp. (Tabla 1, Figura 5).

Por su parte, en primavera de 2010 en los bosques de *N. glauca* las mayores abundancias fueron de los géneros *Germarostes* (Col., Scarabeidae) (48%) y *Loncovilius* (38%). En verano de 2011 los coleópteros estaban representados sólo por dos géneros, *Loncovilius* y *Cnemalobus* (Col., Carabidae) con 75 y 25%, respectivamente (Tabla 1, Figura 5).

Finalmente, en los bosques mixtos en primavera de 2010 los géneros más abundantes fueron *Loncovilius* y *Aleochara* (Col., Staphylinidae) con un 45 y 24%, respectivamente. En verano de 2011 los géneros más frecuentes fueron *Cnemalobus* (55%) y *Aleochara* (23%) (Tabla 1, Figura 5).

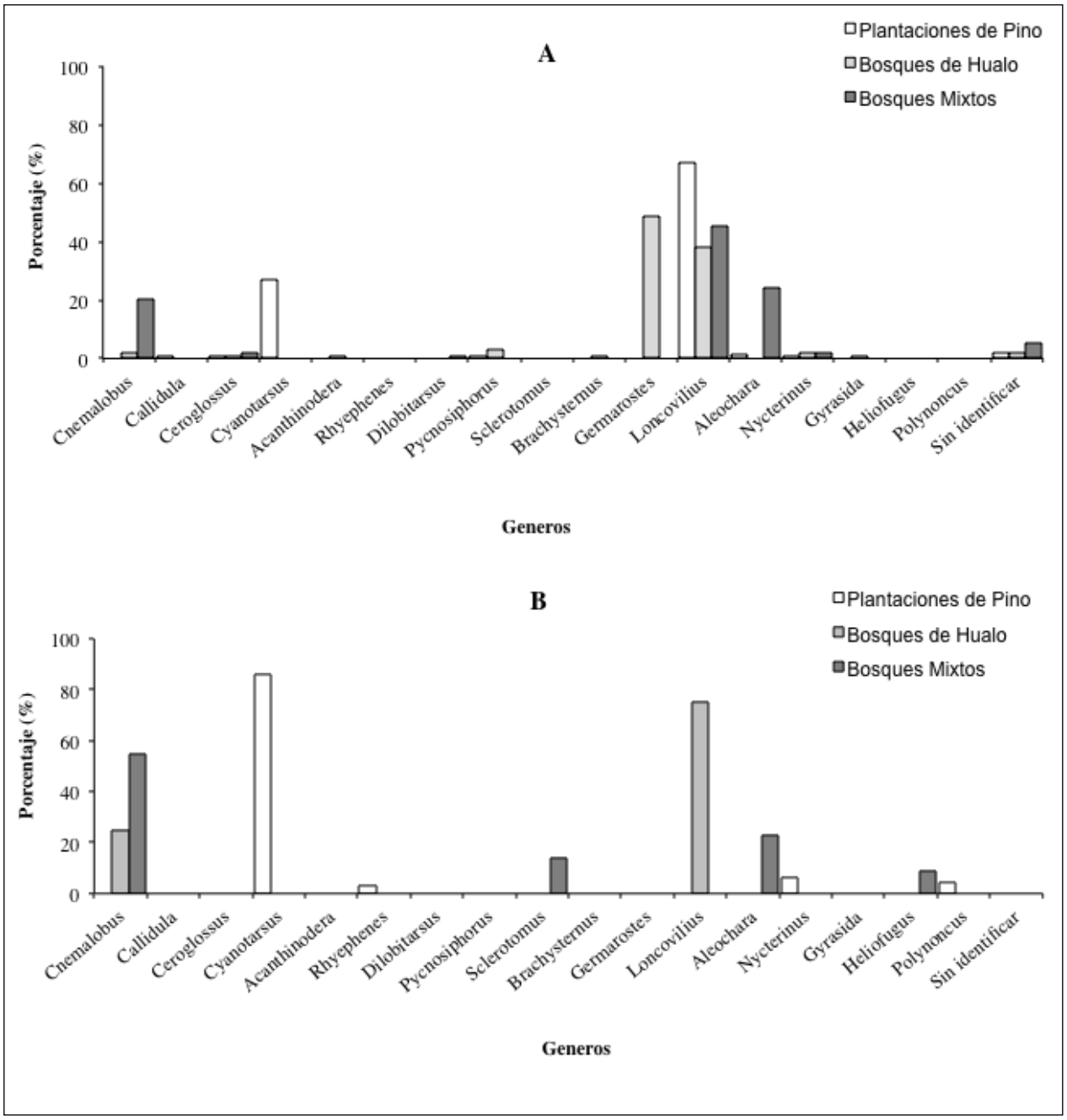

Figura 5. Abundancia relativa (%) de géneros de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada. A. Primavera 2010. B. Verano 2011.

Abundancia relativa

En primavera de 2010 se presentaron abundancias relativas significativamente superiores ($F_{2,6}$ =948,73; $p \leq 0,05$) en las plantaciones de pino, seguido de los bosques mixtos y los de hualo. En verano de 2011 las abundancias relativas se redujeron significativamente en los tres tipos de vegetación respecto a la

temporada anterior, siendo superior ($F_{2,3}$=2593,31; p≤0,05) en las plantaciones de pino, seguido de los bosques de hualo y finalmente las de los bosques mixtos (Figura 6).

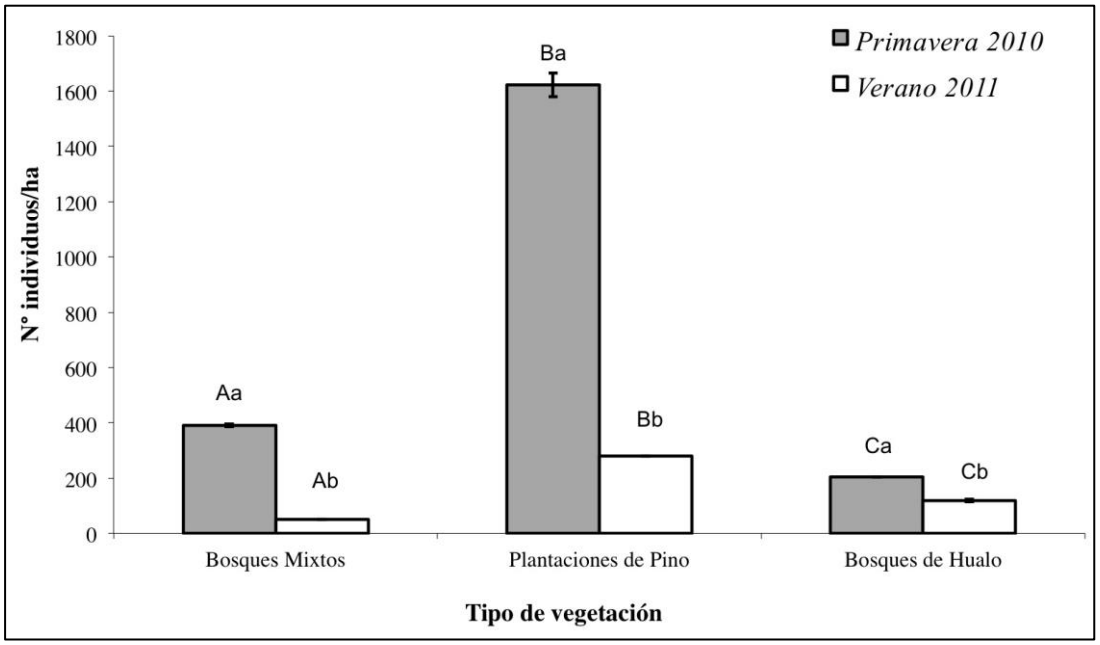

Figura 6. Abundancia relativa (número de individuos por hectárea ± error estándar) de coleópteros epígeos por tipo de vegetación y temporada. Letras mayúsculas y minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas entre tipos de vegetación y entre temporadas, respectivamente (Pruebas Tukey HSD p≤0,05).

Al analizar las abundancias relativas entre las distintas temporadas por tipo de vegetación se detectaron diferencias significativas, siendo más marcadas las registradas en las plantaciones de pino ($F_{1,4}$=969,13; p≤0,05), seguido de los bosques mixtos ($F_{1,4}$=6144,15; p≤0,05) y por último, las de los bosques de hualo ($F_{1,4}$=451,56; p≤0,05)(Figura 6, Anexo 1).

Riqueza relativa

Respecto de la riqueza relativa, en primavera no se encontraron diferencias significativas ($F_{2,3}$=0,81; p>0,05) en los tres tipos de vegetación. Por otro lado, en verano las riquezas relativas en las plantaciones de pino y los bosques de hualo fueron similares y significativamente superiores ($F_{2,3}$=31,00; p>0,05) a las detectadas en los bosques mixtos (Figura 7).

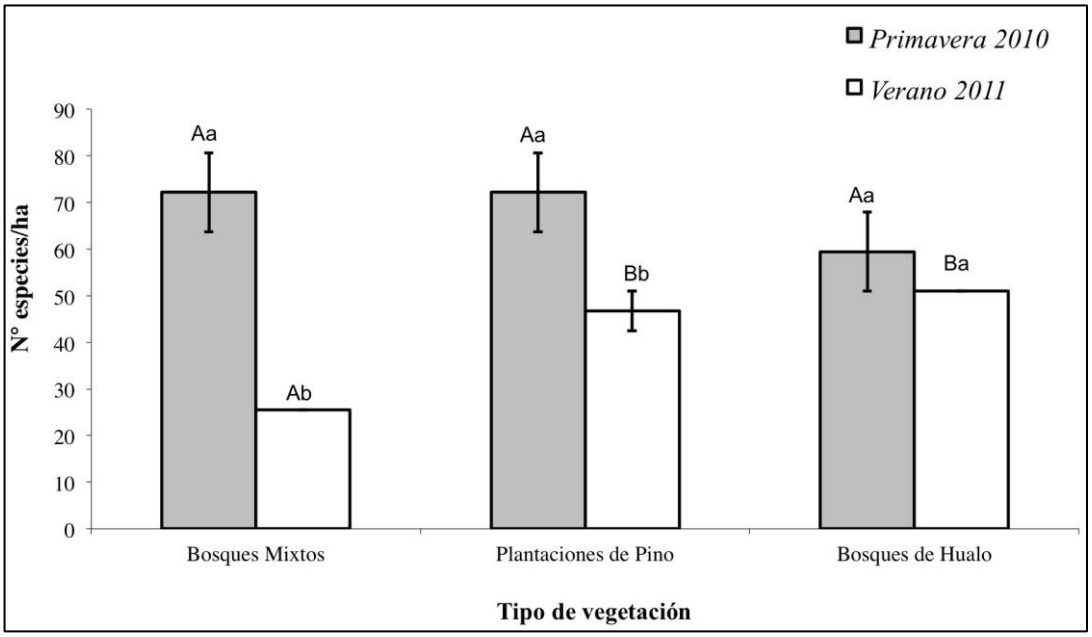

Figura 7. Riqueza relativa (número de especies por hectárea ± error estándar) de coleópteros epígeos por tipo vegetación y temporada. Letras mayúsculas y minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas entre tipos de vegetación y entre temporadas, respectivamente (Pruebas Tukey HSD $p \leq 0,05$).

Si se compara la riqueza relativa entre temporadas, éstas fueron significativamente superiores en los bosques mixtos ($F_{1,4}$=32,26; $p \leq 0,05$) y las plantaciones de pino ($F_{1,4}$=7,47; $p \leq 0,05$) en primavera que en verano. En los bosques de hualo no hubo diferencias significativas ($F_{1,4}$=1,00; $p \leq 0,05$) entre temporadas (Figura 7). En el anexo 1 se puede encontrar las tablas con las pruebas estadísticas realizadas.

Riqueza esperada

En la Figura 8A se muestra la riqueza esperada de coleópteros epígeos en los distintos tipos de vegetación en primavera de 2010. En términos generales, se puede observar que en esta temporada no se alcanzaron los máximos esperados de especies en los distintos tipos de vegetación estudiados, lo que sugiere que aún quedan especies por colectar, esto se traduce en un mayor esfuerzo de muestreo. Por otra parte, se observa que las plantaciones de pino tienden a estabilizarse en comparación con los bosques de hualo y mixtos, lo que indica que en estos últimos las riquezas esperadas son mayores que en las plantaciones de pino.

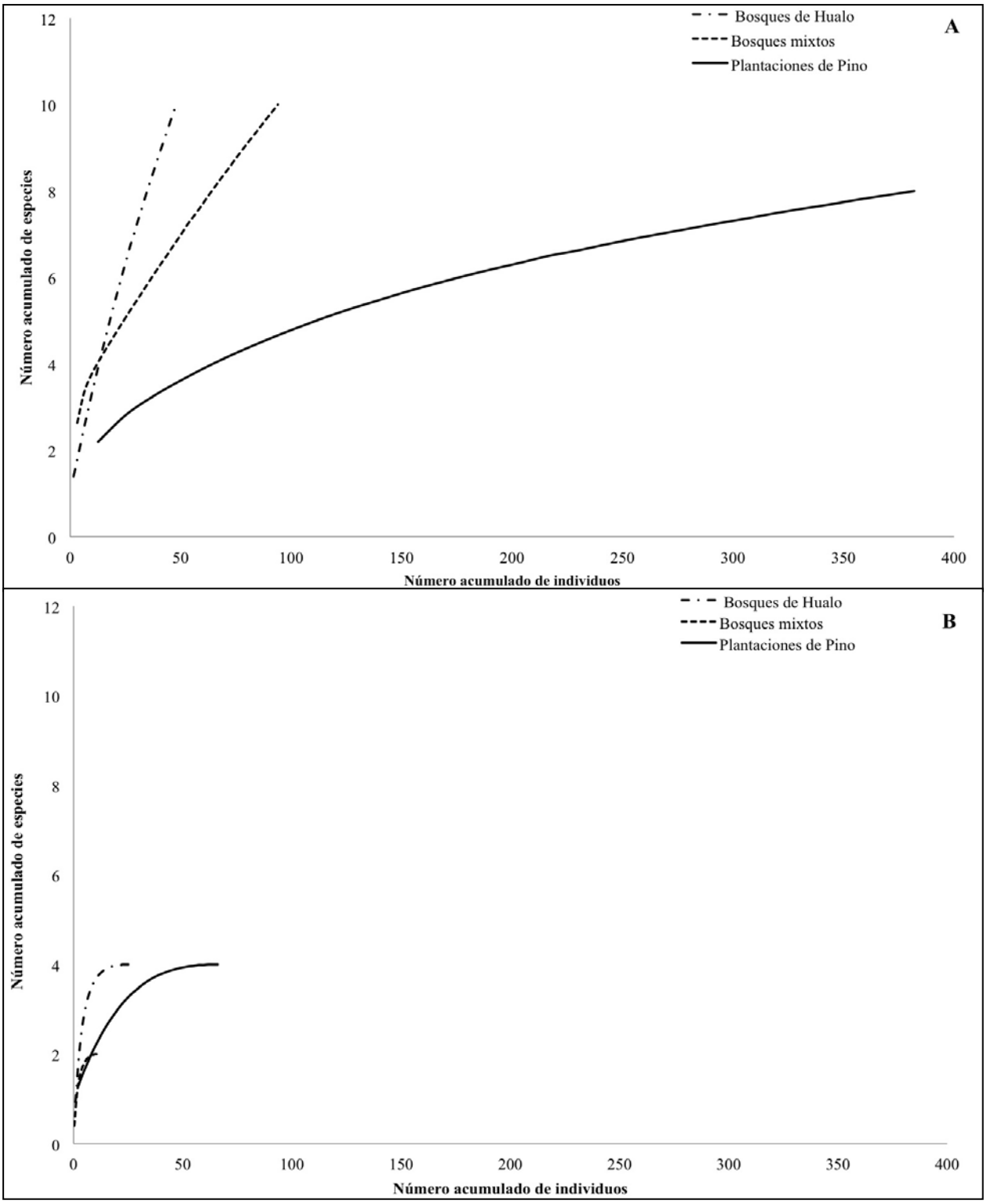

Figura 8. Curvas de rarefacción de la riqueza esperada de coleópteros epígeos para los distintos tipos de vegetación. A. Primavera (2010). B. Verano (2011).

Por otro lado, el comparar las curvas de rarefacción en verano de 2011 (Figura 8B) se distingue que en esta temporada todos los tipos de vegetación alcanzaron rápidamente el máximo de especies

posibles de capturar. A su vez, se observa que el número de individuos fue mayor en las plantaciones de pino en comparación con los bosques de hualo y mixtos. Por otra parte, el número de especies esperadas fue el mismo en las plantaciones de pino y en los bosques de hualo, sin embargo, en las plantaciones de pino el número máximo esperado de especies se obtuvo con una cantidad superior de individuos no así, en los bosques de hualo donde el número de individuos fue menor. Al comparar ambas temporadas se observa que en primavera el número de especies esperadas fue mayor que en verano al igual que el número de individuos acumulados, lo que sugiere una riqueza y abundancia mayores en primavera.

En primavera de 2010 los índices de Shannon de los bosques mixtos fueron significativamente mayores con respecto de los bosques de hualo y las plantaciones de pino ($F_{1,2}$=23,87; $p \leq 0,05$), siendo también los que tuvieron la mayor parte de especies con abundancia similar, corroborado con un valor de 0,89 en el índice de J'. En verano de 2011, los tres tipos de vegetación presentaron diferencias significativas entre sí ($F_{1,2}$=697,14; $p \leq 0,05$). En esta temporada las plantaciones de pino presentaron los índices de H' más bajos, lo que significa que la mayoría de los individuos pertenecieron a una misma o pocas especies, en tanto que los bosques de hualo tuvieron los mayores índices H', junto con el índice de J' más elevado, lo que se traduce en que prácticamente todas las especies fueron igualmente abundantes (Tabla 2; Anexo 1).

Tabla 2. Índices de Shannon-Wiener, Pielou, Chao 2 y Jacknife 1 de coleópteros epígeos de los tres tipos de vegetación por temporada.

	Primavera 2010			Verano 2011		
	Bosques mixtos	Plantaciones pino	Bosques hualo	Bosques mixtos	Plantaciones pino	Bosques hualo
Shannon-Wiener (H')	0,9 a	0,5 b	0,2 b	0,7 a	0,2 b	1,3 c
Pielou (J')	0,9	0,6	0,3	1,0	0,3	1,0
Chao 2	8,0	12,0	34,5	2,5	4,0	4,5
Jacknife 1	14,4	11,6	16,3	2,9	4,0	4,9

Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas entre los tipos de vegetación por temporada (Prueba TukeyHSD $p \leq 0,05$).

Del mismo modo, en concordancia con las curvas de rarefacción para la riqueza específica en cada tipo de vegetación, estimada a través de los índices de Chao 2 y Jacknife de primer orden (Tabla 2), señalan que, en primavera de 2010, en los bosques mixtos se espera una asíntota entre 8 y 14 especies, en las plantaciones de pino, entre 11 y 12 especies y en los bosques de hualo entre 16 y 34 especies. Así, en verano de 2011 en los bosques mixtos dicha asíntota se espera entre 2 y 3 especies, en plantaciones de pino en 4 especies y en los bosques de hualo entre 4 y 5 especies.

Similitud

Con respecto al índice de similitud de Jaccard, índice asociado a la ausencia/presencia de especies en dos o más ambientes, en primavera de 2010 las plantaciones de pino y los bosques mixtos presentaron un valor mayor (0,46), lo que señala que compartieron un 46% de las especies de coleópteros epígeos. Por otra parte, en verano de 2011 sólo las formaciones de hualo y mixtas presentaron similitud (0,20), lo que indica que compartieron sólo un 20% de las especies (Tabla 3).

Tabla 3. Índice de similitud de Jaccard de coleópteros epígeos entre los distintos tipos de vegetación por temporada.

	Primavera 2010			Verano 2011		
	Plantaciones pino	Bosques hualo	Bosques mixtos	Plantaciones pino	Bosques hualo	Bosques mixtos
Plantaciones pino	1,00	0,27	0,46	1,00	0,00	0,00
Bosques hualo	-	1,00	0,18	-	1,00	0,20
Bosques mixtos	-	-	1,00	-	-	1

De los dendrogramas de similitud de la composición de coleópteros epígeos se puede observar que en primavera de 2010 los bosques mixtos y las plantaciones de pino compartieron mayor cantidad de especies (composición similar) respecto de los bosques de hualo (Figura 9A). En verano de 2011, las condiciones cambiaron y los bosques de hualo y mixtos presentaron composición semejante y difirieron respecto de las plantaciones de pino (Figura 9B).

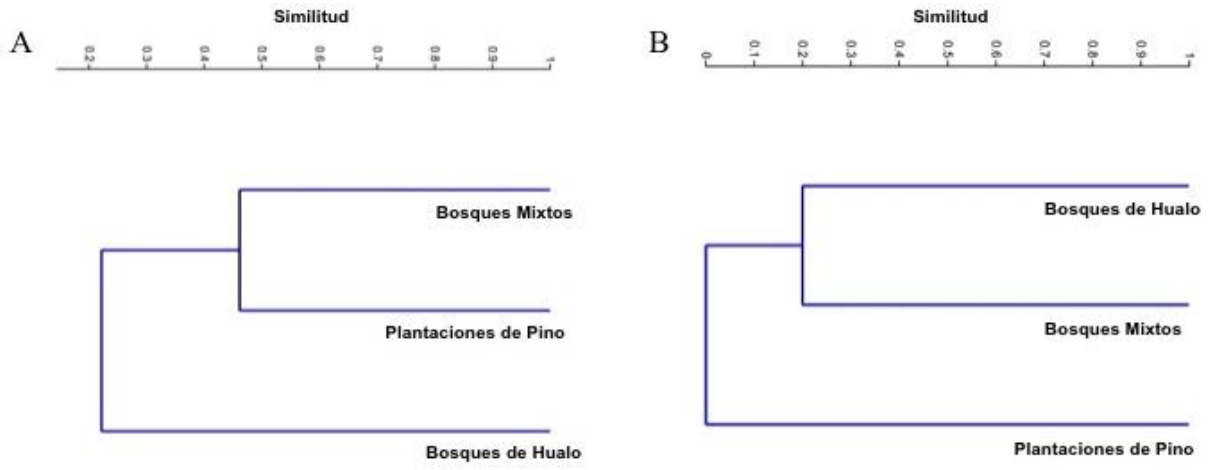

Figura 9. Dendrogramas de similitud de la composición de coleópteros epígeos en los tres tipos de vegetación. A. Primavera 2010. B. Verano 2011 ($p<0,05$).

DISCUSIÓN

En Chile se ha estudiado la composición y riqueza de insectos tanto en plantaciones exóticas como en bosques nativos (*e.g.* Sáiz y Salazar, 1981; Sáiz y Jerardino, 1985; Fierro *et al.,* 2011). También, se han realizado una serie de trabajos que han centrado su atención en bosques de Nothofagaceas y la matriz de plantaciones exóticas aledañas (Giganti y Dapoto, 1990; Moreno, 2001; Grez *et al.*, 2003; Bustamante *et al.;* 2004; Jaña-Prado y Grez, 2004; Briones y Jerez, 2007; Paritsis y Aizen, 2008; Escobar, 2008; Sackmann *et al.,* 2008; Venegas, 2009; Huerta *et al*., 2011; Jofré, 2012).

En el presente trabajo se comparó la composición, abundancia y riqueza, de coleópteros epígeos en formaciones de bosque nativo (*N. glauca*), plantaciones exóticas de *P. radiata* y en bosques mixtos, en la región del Maule en Chile central, tanto en primavera (2010) como en verano (2011). Las abundancias relativas de coleópteros epígeos fueron significativamente superiores en los bosques de pino en primavera, al compararlas con los otros tipos de vegetación. Las riquezas relativas de coleópteros epígeos en los bosques de pino y hualo fueron similares y significativamente superiores a la de los bosques mixtos en verano. Estos resultados difieren de lo encontrado por Sáiz y Salazar (1981), quienes indicaron que la densidad, riqueza y diversidad específica fueron menores en los bosques de pino y con lo determinado por Grez *et al.* (2003), quienes señalan que las abundancias y riquezas mayores se presentaron en los parches de bosque nativo respecto de la matriz circundante de plantaciones de *P. radiata*. Similarmente, Jofré (2012) encontró que los coleópteros voladores presentaron abundancias y riquezas mayores tanto en fragmentos de bosque nativo como bosque continuo al compararlos con las plantaciones de pino circundantes. Por su parte, Paritsis y Aizen (2008) detectaron riquezas y abundancias más elevadas en las formaciones nativas de Fagáceas en Argentina. A su vez, Moreno (2001) comparó la comunidad de coleópteros epígeos en remanentes de bosque maulino con los de plantaciones de pino, encontrando que la riqueza y la abundancia no difieren entre estos ambientes. Cabe señalar que una vez aplicadas las curvas de rarefacción para la riqueza esperada de coleópteros epígeos en los tipos de vegetación los resultados aquí expuestos presentaron tendencias coincidentes con la literatura citada en el sentido que los bosques de hualo tuvieron un número de especies esperadas (riqueza esperada) mayor respecto de las plantaciones de pino, así como también una abundancia esperada superior lo que a su vez es confirmado con los estimadores de riqueza Chao 2 y Jacknife de primer orden. De esto se desprende que en las situaciones nativas y mixtas evaluadas es necesario realizar un mayor esfuerzo de muestreo de manera de capturar una mayor riqueza a la actual.

Por su parte, Bustamante *et al.* (2004) encontraron que la abundancia y riqueza de coleópteros asociados a las heces fue mayor en la matriz de pino que en los fragmentos de bosque nativo, lo que

coincide parcialmente con los resultados aquí expuestos pero no con lo estimado a partir de las curvas de rarefacción.

Por otra parte, las abundancias mayores en las plantaciones de pino se explican por el predominio absoluto de *C. andinus*, especie nativa (distribuida entre la V – VII regiones según Grez *et al,* 2003; Tabla 1) y que presenta preferencia por este tipo de vegetación, y ratificado por los índices H' y J'. Esto sugiere que puede existir una mayor disponibilidad de recursos en las plantaciones o una preferencia por estas formaciones vegetacionales, lo que implicaría mejores condiciones para el establecimiento de esta especie en particular, o bien, como señala Jofré (2012) es el resultado posible del manejo al que estas plantaciones son sometidas. En un sentido más acotado Fierro *et al.* (2011) señalan que la presencia y distribución de Carábidos es altamente dependiente de la humedad, acidez, profundidad del suelo, abundancias de presas, competidores y depredadores y cualquier modificación en alguno de estos parámetros puede afectar considerablemente a esta familia.

Respecto del índice de similitud, en primavera las plantaciones de pino y los bosques mixtos tienden a ser similares en riqueza de especies de coleópteros epígeos, lo que cambia en verano, siendo los bosques de hualo más similares a los bosques mixtos. Esto sitúa a los bosques mixtos en un punto medio entre las plantaciones y el bosque nativo, quizás influenciado por condiciones microclimáticas, de preferencias de hábitat y de recursos, así como de historia natural de cada una de las especies. La mayor similitud en primavera entre las plantaciones de pino y los bosques mixtos se explicaría, porque ambas formaciones vegetales compartieron seis especies; de igual manera, en verano la similitud entre los bosques de hualo y los mixtos se debería a que compartieron sólo una especie (*Cnemalobus* sp.). Sáiz y Salazar (1981), Saíz y Jerardino (1985) y Moreno (2001) señalan que el comportamiento de la entomofauna asociada a las plantaciones de *P. radiata,* por lo general, se relaciona con las comunidades de artrópodos presentes en los remanentes vegetacionales nativos circundantes. A su vez, también coinciden parcialmente con lo señalado por Escobar (2008), quien comparó la comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones de *P. radiata* y bosques de *Nothofagus,* encontrando que el sotobosque de las plantaciones fue similar a los del bosque nativo en términos de su comunidad de artrópodos. Es importante señalar que en el presente estudio las plantaciones de pino presentaron sotobosque y suelo con una mayor humedad, así como una importante acumulación de acículas en contraste con los bosques de hualo, donde si bien se presentó acumulación de hojarasca las condiciones de humedad fueron considerablemente menores a las encontradas en las plantaciones. En este sentido, es posible que en las plantaciones de pino éstas condiciones de primavera sean un factor determinante para la mayor abundancia de *C. andinus*.

En términos generales, el presente estudio muestra una situación particular de unos ecosistemas que requieren una mayor atención por parte de los investigadores. El conocimiento de la entomofauna asociada a estos ecosistemas resulta relevante, especialmente cuando los bosques de *N. glauca* presenta la distribución más septentrional y sus bosques son considerados ecosistemas particulares y únicos los que a su vez han visto disminuir su superficie producto de la tala indiscriminada y el reemplazo por especies exóticas (Santelices, 1996).

Con los resultados obtenidos se podría inferir que la hipótesis que plantean Bonham *et al.* (2002) y Sackmann *et al.* (2008) respecto que las plantaciones de pino son un "desierto verde" sería cierta; sin embargo, se requieren más estudios enfocados a los distintos ensambles como lo señalado por Paritsis y Aizen (2008) y por Bustamante *et al.* (2006), y a estudios que incluyan variables microclimáticas y de hábitat. Del mismo modo, se recomienda aumentar la intensidad de muestreo en primavera, especialmente en las formaciones nativas, ya que los resultados expuestos a través de las curvas de rarefacción demuestran que en esta temporada aún faltan especies e individuos por capturar, lo que implicaría una mayor riqueza y abundancia para dichas formaciones por sobre las plantaciones de pino. A su vez, cabe indicar que al analizar las curvas de rarefacción en verano el esfuerzo de muestreo fue el adecuado.

En consecuencia, la hipótesis planteada por este estudio se cumple, ya que como se señaló, se encontraron diferencias tanto en abundancia como riqueza entre los tres tipos de vegetación estudiadas, así como variaciones en la presencia/ausencia de especies de coleópteros epígeos en las distintas formaciones y temporadas analizadas.

Literatura Citada

Arias, E. 2000. Coleópteros de Chile. Editorial Fototeknika Ltda., Santiago, Chile. 209 p.

Arroyo, M.T.K. 1999. Criterios e indicadores para la conservación de la biota de los ecosistemas mediterráneos. *Revista Chilena de Historial Natural* 72 (4): 473-474.

Artigas, J. N. 1994. Entomología Económica. Insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos). Ediciones Universidad de Concepción, Concepción. Vol. 2. 943p.

Balvanera, P., Kremen, C., Martiz-Ramos, M. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbón storage. *Ecological Applications* 15: 360–375.

Benoit, I. 1989. Libro rojo de la flora terrestre de Chile. CONAF, Santiago, Chile. 157p.

Benitez, H., Briones, R., Jerez, V. 2008. Asimetría fluctuante en dos poblaciones de *Ceroglossus chilensis* (Eschscholtz, 1829) (Coleoptera: Carabidae) en el agroecosistema *Pinus radiata* D. Don., Región del Biobío, Chile. *Gayana* 72(2): 131 – 139.

Bonham, K. J., Mesivob R., Bashford, R. 2002. Diversity and abundance of some ground/dwelling invertebrates in plantation vs. Native forest in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 158: 237-247.

Briones, R., Jerez, V. 2004. Coleópteros asociados al follaje y fonología de *Lithraea cuastica* (Mol.) (Anacardiaceae) en un fragmento de bosque costero, VIII Región, Chile. *Gayana* 68 (1): 43- 52.

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

Brown, K. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. *In:* Collins N., Thomas, J. The conservation of insects and their habitats. Academic Boston, E.U.A. Chap 14, pp. 350-423.

Bustamante, R., Castor, C. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandri*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.

Bustamante, R., Grez, A., Simonetti, J. 2006. Efecto de fragmentación del Bosque Maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. *In:* Grez A., Simonetti J., Bustamante, R. (Eds).

Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 83-98.

Bustamante, M., Grez, A., Simonetti, J. 2004. Dung decomposition and associated beetles in a fragmented temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 107-120.

Cartagena, M., Viñolas, A., Galante, E. 2002. Biodiversidad de tenebriónidos (Coleoptera: Tenebrionidae) en saladares ibéricos. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 70: 91-104.

Cepeda, J., Pizarro, J., Vásquez, H. 2005. Variación en la abundancia de Artropoda en un transecto latitudinal del desierto costero transicional de Chile, con énfasis en los tenebriónidos epígeos. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 651-663.

Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S.-Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.

CONAF, CONAMA, BIRF. 1999. *Catastro y Evaluación de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile*, *Informe Nacional con Variables Ambientales*. Santiago, Chile. 89p.

Davis, A.J., Holloway, J.D., Huijbregts, H., Krikken, J., Kirk-Spriggs, A.H., Sutton, S.L. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology* 38: 593–616.

Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., Montero, G. 2003. Revisión: Índices de diversidad en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y. Recursos Forestales* 12(1): 159-176.

Didham, R. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. *In:* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 55-70.

Didham, R., Ghazoul, J., Stork, N., Davis, A. 1996. Insects in fragmented forest: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 255-260.

Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 484p.

Donoso, C.; Escobar, B.; González, M. 1995. Técnicas de viveros y plantaciones de hualo. Corporación Nacional Forestal. Revista Chile Forestal. Documento Técnico N° 86. 8p. Valdivia. Chile.

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

Eguiarte, L., Larson-Guerra, J., Núñez-Farfán, J., Martínez-Palacios, A., Santos Del Prado, K. Arita, H. 1999. Diversidad filogenética y conservación: ejemplos a diferentes escalas y una propuesta a nivel poblacional para Agave vistoriae-reginae en el desierto de Chihuahua, México. *Revista Chilena de Historia Natural* 72 (4): 475-492.

Escalante, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52: 53-56.

Escobar, M. 2008. Efecto selectivo de las plantaciones de Pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) sobre la comunidad de artrópodos del follaje de Nothofagus, en el bosque Maulino de la región central de Chile. Memoria Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 48 p.

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

Estades, C., Escobar, M. 2005. Ecosistemas artificiales: las plantaciones de pino de la cordillera de la costa. *In:* Smith-Ramírez, C., J.J. Armesto, C. Valdovinos. Biodiversidad y Ecología de los Bosques de la Cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 600-616.

Fierro, A., Zuñiga, A., Aguilera, A., Rebolledo, R. 2011. Carábidos (Coleoptera: Carabidae) presente en un relicto vegetacional del llano central de la Araucanía. IDESIA 3: 87-94.

Fierro, P. 1998. Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. Recopilación de antecedentes para 57 especies arbóreas y evaluación de prácticas silviculturales. Editorial Publicaciones Lo Castillo. Santiago. Chile. pp. 125-127; pp.184-187.

Gajardo, R. 1994. La Vegetación Natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 166p.

Gajardo, R. 2001. Antecedentes sobre el "Roble de Santiago" o "Roble blanco" (*Nothofagus macrocarpa*) y sus problemas de conservación. *Bosque Nativo* 28: 3-7.

Giganti, H., Dapoto, G. 1990. Coleópteros de los bosques nativos del Departamento Aluminé (Neuquén – Argentina). *Bosque* 11 (2): 37-44.

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., Armesto, J., Valdovinos, C. (Eds) Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 565-572.

Grez, A., Moreno, P., Elgueta, M. 2003. Coleópteros (Insecta, Coleoptera) epígeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 5–18.

Gutiérrez, C., Ulloa, P. 2006. Composición de estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) asociados a hojarasca en la cordillera oriental de Colombia. *Folia Entomológica Mexicana* 45(2): 69-81.

Hammer, O., Harper, D., Ryan, P. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.

Hechenleitner, P., Gardner, M., Thomas, P., Echeverría C., Escobar, B., Brownless, P., Martínez, C. 2005. Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación. Primera Edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo, Valdivia, Chile. 188p.

Huerta, A., Navarrete, W., Araya, J., Muñoz, F. 2011. Composición y clasificación de daño de insectos en *Nothofagus glauca* (Fagaceae), Región del Maule, Chile. *Revista Colombiana de Entomología* 37 (1): 56-61.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2011. The IUCN Red species of threatened species. [en línea] http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/search [consulta: 15 de junio 2014]

INFOR (Instituto Forestal). 2002. Estadísticas forestales 1998. Boletín Estadístico.

Iszák, J., Papp. L. 2000. A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity. *Ecolological Modeling*. 130 (1-3): 151-156.

Jaña-Prado, R., Grez, A. 2004. Insectos herbívoros en el bosque Maulino: un ecosistema fragmentado. *Revista Chilena de Entomología* 30: 27-43.

Jofré, M. 2012. Variabilidad temporal en la composición, abundancia y riqueza de coleópteros voladores asociados a fragmentos de diferentes tamaños de bosque maulino y plantaciones de pino. Memoria Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 73 p.

Lanfranco, D., Aguilar, A. M., Horcos R. A., Büchner, J. F. 1994. Parasitoides nativos en el control de la polilla del brote del pino (*Rhyacionia buoliana*): ¿Un complejo funcional? *Bosque* 15(1): 15-26.

Lu, S.S., Samways, M.J. 2002. Behavioral ecology of the Karkloof blue butterfly *Orachrysops ariadne* (Lepidoptera: Lycaenidae) relevant to its conservation. *African Entomology* 10: 137–147.

Luebert, F., Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 316p.

Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blacwell Publishing, UK. 256p.

Marinoni, R., Ganho, N. 2006. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia* 50 (1): 64-71.

McGeoch, M. 2007. Insects and bioindication: Theory and Progress. *In*: Stewart, A., New, T., Lewis, O. (Eds): Insect conservation Biology. The Royal Entomological Society, UK. 471 p.

MINSGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia). 2008. Decreto Supremo N° 51. Tercer proceso de clasificación de especies según su estado de conservación.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2011. Decreto Supremo N° 42. Séptimo Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. I. Zaragoza, España. 84p.

Morrone, J., Ruggiero, A. 2001. Como planificar un análisis Biogeográfico. *Dugesiana 7*:1-8.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Nilsson, S., Arup, V., Baranowski, R., Ekmons, S. 1994. Tree dependent lichens and beetles as indicators in conservation forest. *Conservation Biology* 9 (5):1208-1215.

Ormazábal, C., Benoit, I. 1987. El estado de conservación del género Nothofagus en Chile. Corporación Nacional Forestal. *Bosque* 8(2):109-120.

Paritsis, J., Aizen, M. 2008. Effect of exotic confier plantations in the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255:1575-1583.

Paulsen, MJ. 2005. A revision of the southern South American stag beetles of the genus *Sclerostomus Burmeister* (Coleoptera: Scarabaeoidea: Lucanidae). Zootaxa 1060: 1-26 Nebraska State Museum 24: 50-55

Parra, L. E., Cerda, L. A. 1991. Presencia de *Proeulia chrysopteris* (Butler) (Lepidoptera: Tortricidae) sobre *Pinus radiata* D. Don. *Bosque* 12 (2): 61-63.

Péfuar, J., Pérez, R. 1995. Zoogeografía y variación espacial y temporal de algunos vertebrados epígeos de la zona xerófila de la cuenca media del río Chama, Mérida, Venezuela. *Ecotrópicos* 8(1-2):15-38.

Peña, L. 2001. Introducción al estudio de los insectos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 253 p.

Saavedra, B., Simonetti, J. 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Microbiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: Their implications for biogeography and conservation. *Mammalia* 65:96-100.

Sackmann, P., Corley, J., Villalobos, J. 2008. La importancia del manejo de las plantaciones de pinos en la conservación de la diversidad de insectos epígeos. *In:* Villacide, J., Coreley, J. (Eds). Manejo integrado de Plagas. Laboratorio de Ecología de Insectos. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuario, Bariloche, Argentina. pp. 1-15.

Sáiz, F.; Solervicens, J., Ojeda, P. 1989. Coleópteros del Parque Nacional La Campana y Chile central. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. 124 p.

Sáiz, F., Jerardino, M. 1985. Efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata*, sobre la entomofauna de biomas nativos: II. Dípteros y coleópteros del follaje. *Revista Chilena de Entomología* 12: 185-203.

Sáiz, F. y A. Salazar. 1981. Efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata*, sobre la entomofauna de biomas nativos: I.- Coleópteros epígeos. *Anales del Museo de Historia Natural* 14: 155-173.

San Martín, J., Donoso, C. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el Bosque Maulino de Chile. *In:* Armesto, J. J, Villagrán, C. y Kalin-Arroyo, M. (Eds). Ecología de bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 153-168.

Santelices, R. 1996. Comparación de las comunidades vegetales en los bosques de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser en la Séptima región de Chile. Bosque 17(2): 77 – 86.

Santibáñez, F., Uribe, J.M. 1993. Atlas agroclimático de Chile: Regiones Sexta, Séptima, Octava y Novena. Ministerio de Agricultura. Fondo de Investigación Agropecuaria. Corporación de Fomento de la Producción, Santiago, Chile. 65p.

Serra, M., Gajardo, R., Cabello, A. 1986. Programa de recuperación de la flora nativa de Chile. Ficha técnica de especies amenazadas y especies vulnerables (primera parte). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Departamento de Silvicultura y Manejo. Santiago, Chile. pp. 29-59.

Simonetti J.A., A.A. Grez & C.F. Estades (eds.) 2012. Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: Challenges and opportunities. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 154 p.

Solervicens, J., Estrada, P. 2002. Insectos epígeos de asociaciones vegetacionales esclerófilas de la Reserva Nacional Río Clarillo. *Acta Entomológica Chilena* 26: 27-44.

Tobar, E. 2009. Coleópteros de Chile. Ocho Libros Editores, Santiago, Chile. 212 p.

Venegas, A. 2009. Caracterización entomológica de rodales de Hualo. Memoria Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 49 p.

Vergara, O., Jerez, V., Parra, L. 2006. Diversidad y patrones de distribución de coleópteros en la Región del Bío-bío, Chile: una aproximación preliminar para la conservación de la diversidad. *Revista Chilena de Entomología* 79: 369-388.

Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21(2/3): 213-251.

ANEXO 1

PRUEBAS ESTADISTICAS

1. Riqueza relativa entre temporadas para cada tipo de vegetación.

1.1 Bosque Mixto

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Bosque Mixto	6	0,89	0,86	20,97

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	3360,67	1	3360,67	32,26	0,0047
Temporada	3360,67	1	3360,67	32,26	0,0047
Error	416,67	4	104,17		
Total	3777,33	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=23,13714

Error: 104,1667 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	25,00	3	5,89	A
Primavera 2010	72,33	3	5,89	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

1.2 Bosque de Pino

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Bosque de Pino	6	0,65	0,56	19,33

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	988,17	1	988,17	7,47	0,0523
Temporada	988,17	1	988,17	7,47	0,0523
Error	529,33	4	132,33		
Total	1517,50	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=26,07834

Error: 132,3333 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	46,67	3	6,64	A
Primavera 2010	72,33	3	6,64	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

1.3 Bosque de Hualo

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Bosque de Hualo	6	0,20	0,00	18,50

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	104,17	1	104,17	1,00	0,3739
Temporada	104,17	1	104,17	1,00	0,3739
Error	416,67	4	104,17		
Total	520,83	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=23,13714

Error: 104,1667 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	51,00	3	5,89	A

Primavera 2010 59,33 3 5,89 A
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

2. Riqueza relativa entre tipo de vegetación para cada temporada.

2.1 Primavera 2010

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
Primavera 2010	9	0,21	0,00	21,23

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	338,00	2	169,00	0,81	0,4877
Sector	338,00	2	169,00	0,81	0,4877
Error	1250,00	6	208,33		
Total	1588,00	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=36,15996
Error: 208,3333 gl: 6

Sector	Medias	n	E.E.	
Hualo	59,33	3	8,33	A
Pino	72,33	3	8,33	A
Mixto	72,33	3	8,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

2.2 Verano 2011

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
Verano 2011	9	0,91	0,88	10,60

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	1164,22	2	582,11	31,00	0,0007
Sector	1164,22	2	582,11	31,00	0,0007
Error	112,67	6	18,78		
Total	1276,89	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,85602
Error: 18,7778 gl: 6

Sector	Medias	n	E.E.	
Mixto	25,00	3	2,50	A
Pino	46,67	3	2,50	B
Hualo	51,00	3	2,50	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

3. Abundancia relativa entre temporadas para cada tipo de vegetación.

3.1 Bosque Mixto

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
Bosque Mixto	6	1,00	1,00	2,40

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	173060,17	1	173060,17	6144,15	<0,0001
Temporada	173060,17	1	173060,17	6144,15	<0,0001
Error	112,67	4	28,17		
Total	173172,83	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=12,03131

Error: 28,1667 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	51,00	3	3,06	A
Primavera 2010	390,67	3	3,06	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

3.2 Bosque de Hualo

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
Bosque de Hualo	6	0,99	0,99	3,03

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	10837,50	1	10837,50	451,56	<0,0001
Temporada	10837,50	1	10837,50	451,56	<0,0001
Error	96,00	4	24,00		
Total	10933,50	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=11,10583

Error: 24,0000 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	119,00	3	2,83	A
Primavera 2010	204,00	3	2,83	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

3.3 Bosque de Pino

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
Bosque de Pino	6	1,00	0,99	5,55

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	2701446,00	1	2701446,00	969,13	<0,0001
Temporada	2701446,00	1	2701446,00	969,13	<0,0001
Error	11150,00	4	2787,50		
Total	2712596,00	5			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=119,68860

Error: 2787,5000 gl: 4

Temporada	Medias	n	E.E.	
Verano 2011	280,00	3	30,48	A
Primavera 2010	1622,00	3	30,48	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

4. Abundancia relativa entre tipo de vegetación para cada temporada.

4.1 Primavera 2010

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Primavera 2010	9	1,00	1,00	5,86

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	3561750,22	2	1780875,11	948,73	<0,0001
Situación	3561750,22	2	1780875,11	948,73	<0,0001
Error	11262,67	6	1877,11		
Total	3573012,89	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=108,54094

Error: 1877,1111 gl: 6

Situación	Medias	n	E.E.	
Hualo	204,00	3	25,01	A
Mixto	390,67	3	25,01	B
Pino	1622,00	3	25,01	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

4.2 Verano 2011

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Verano 2011	9	1,00	1,00	2,67

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	82986,00	2	41493,00	2593,31	<0,0001
Situación	82986,00	2	41493,00	2593,31	<0,0001
Error	96,00	6	16,00		
Total	83082,00	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,02094

Error: 16,0000 gl: 6

Situación	Medias	n	E.E.	
Mixto	51,00	3	2,31	A
Hualo	119,00	3	2,31	B
Pino	280,00	3	2,31	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

5. Índice de Shannon entre tipo de vegetación para cada temporada.

5.1 Primavera 2010

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Primavera 2010	9	0,89	0,85	21,97

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	0,67	2	0,33	23,87	0,0014
Índice de Shannon	0,67	2	0,33	23,87	0,0014
Error	0,08	6	0,01		
Total	0,75	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,29666

Error: 0,0140 gl: 6

Índice de Shannon	Medias	n	E.E.	
Hualo	0,23	3	0,07	A
Pino	0,49	3	0,07	A
Mixto	0,89	3	0,07	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

5.2 Verano 2011

Variable	N	R²	R² Aj	CV
Verano 2011	9	1,00	0,99	5,17

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	2,01	2	1,01	697,14	<0,0001
Indice de Shannon	2,01	2	1,01	697,14	<0,0001
Error	0,01	6	1,4E-03		
Total	2,02	8			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,09521

Error: 0,0014 gl: 6

Índice de Shannon	Medias	n	E.E.	
Pino	0,19	3	0,02	A
Mixto	0,67	3	0,02	B
Hualo	1,34	3	0,02	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)