



FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

**“ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA VEGETACIONAL DEL
SOTOBOSQUE EN PLANTACIONES DE PINO Y BOSQUE DE
RUIL”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en medio Ambiente.

GIOCONDA TAMARA LÓPEZ VARGAS



Director de Seminario de Titulo: Dr. Ramiro O. Bustamante Araya

Diciembre 2008
Santiago - Chile

UCH-FC
B. Ambiental
L 864
C. 1

ESCUELA DE PREGRADO – FACULTAD DE CIENCIAS – UNIVERSIDAD DE CHILE



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

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

GIOCONDA TAMARA LÓPEZ VARGAS

“ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA VEGETACIONAL DEL SOTOBOSQUE EN PLANTACIONES DE PINO Y BOSQUE DE RUIL”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en Medio Ambiente.

Dr. Ramiro Osciell Bustamante Araya
Director Seminario de Título

Comisión Revisora

Dr. Luis Felipe Hinojosa
Presidente Comisión

M. Cs. Audrey Grez
Correctora

[Firmas manuscritas]



Santiago, Diciembre de 2008



*A mi familia por su
infinita comprensión y apoyo.*

AGRADECIMIENTOS

Mis sinceros agradecimientos a mi madre Martina, por su infinito amor, apoyo y comprensión; a mi padre Manuel; a mis hermanos Francisco, David, Daniel, a mis cuñadas y a mis sobrinos Víctor y Francisco, quienes con su esfuerzo y confianza me ayudaron a finalizar este proceso superando todas las adversidades y a mis sobrinitos pequeños Gabriel y Agustín, por alegrar mi vida y ayudarme a crecer.

A mi tutor Dr. Ramiro Bustamante por su orientación, confianza y apoyo en el desarrollo de mi Seminario de Título y de mi futura Tesis de Magíster.

Al Dr. Rodrigo Medel por su confianza al invitarme a participar en el proyecto que ha financiado mi seminario y continúa financiando mis estudios de postgrado, Anillo Conicyt-PBCT ACT34/2006.

A José San Martín, Percy Gómez y Patricio Peñailillo de la Universidad de Talca por su ayuda en el reconocimiento taxonómico de especies.

A Antonio Rivera, mi "tutor en la sombra", por su cariño, su gran apoyo, e imprescindible ayuda en el desarrollo de este seminario.

A todo el grupo del proyecto anillo por sus críticas y sugerencias.

A mis amigas del colegio y a Gonzalo, por su apoyo incondicional.

A mis compañeros de Universidad, Cloa, Daniel, Santiago, Caroline, Isabel, Claudia Maturana, Mariella, Cata Espinola, Roberto y Sandra, por sus sugerencias, cariño y compañía.

Y a todas las personas que, de una u otra manera, participaron en mi desarrollo personal y profesional, muchísimas gracias.



ÍNDICE

| | |
|--------------------------------|-----|
| Resumen | vi |
| Abstract | vii |
| Introducción | 1 |
| Materiales y Métodos | 4 |
| • Sitio de Estudio | 4 |
| • Análisis vegetacional..... | 6 |
| • Análisis de datos | 7 |
| Resultados | 9 |
| • Descripción florística..... | 9 |
| • Estructura vegetacional..... | 11 |
| Discusión | 13 |
| Bibliografía | 18 |



INDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Ubicación espacial de los 3 sitios de estudio..... | 5 |
| Figura 2. Riqueza de especies por familia para los 3 sitios de muestreo..... | 10 |
| Figura 3. Porcentaje de especies endémicas, nativas e introducidas para los 3 sitios de muestreo..... | 11 |
| Figura 4. Riqueza de especies por sitio y transecto, Diversidad y Equitabilidad por transecto para los 3 sitios de muestreo..... | 12 |

INDICE DE ANEXOS

| | |
|--|----|
| Anexo 1. Especies de plantas vasculares presentes en uno o más sitios de muestreo..... | 22 |
|--|----|



RESUMEN

El bosque maulino costero se caracteriza por su alta biodiversidad y elevado endemismo, el cual ha sido amenazado históricamente por deforestación y fragmentación debido a un reemplazo masivo de bosque por plantaciones comerciales, mayoritariamente por *Pinus radiata*, lo que ha creado un nuevo paisaje con condiciones que afectan la regeneración de especies de plantas nativas y facilita la invasión de plantas exóticas en los remanentes de bosque nativo. En este seminario se pretende determinar si existen diferencias en estructura vegetal en 2 tipos de ambientes, plantaciones de pino y bosque nativo, específicamente a nivel de sotobosque. Para ello se trabajó en 3 sitios de estudio, Reserva Nacional Los RUILER (RNL), una plantación de *Pinus radiata* de 20 años (PP20) y una plantación de pino de aproximadamente 2 años (PP2). Se observó que los valores de diversidad y riqueza de especies eran significativamente mayores para RNL, seguida de PP20 y PP2. Además la RNL presentó una mayor riqueza de especies nativas y endémicas, seguido por PP20 y PP2 que presentó la mayor riqueza de especies introducidas. Pese a que se observó una reducción de riqueza y diversidad en las plantaciones de pino, en ellas se encuentran especies nativas que pueden vivir en este tipo de hábitat, demostrando que las plantaciones de pino no son un ambiente hostil. Al respecto se hacen sugerencias para un manejo más sustentable de las plantaciones de pino en la región, lo que permitiría un mayor desarrollo de vegetación nativa en estos sitios, facilitando su uso ocasional como corredores o hábitat complementarios, o bien como focos de reclutamiento de flora nativa.

Palabras claves: Estructura vegetal, fragmentación, plantación de pino, bosque maulino.

ABSTRACT

The Coastal Maulino forest is characterized by high biodiversity and endemism; this forest has been historically disturbed by deforestation and fragmentation because of a replacement by commercial plantations, mostly by *Pinus radiata*, which has created a new landscape which has had drastic effects on plant regeneration processes and invasion of exotic plants in remnant patches. The aim of this study was to determine whether there are differences in vegetation structure and plant species diversity of the understory in two types of environments (or patches): pine plantations and native forest. Three study sites were selected: Los Ruiles National Reserve (RNLR), a pine plantation of 20 years old (PP20) and 2 years old (PP2) respectively. Diversity was significantly higher at RNLR, followed by PP20 and then by PP2. Moreover, RNLR showed the highest number of native and endemic species, followed by PP20 and PP2. Furthermore, PP2 showed the highest number of introduced species. In spite of pine plantation exhibiting lower plant diversity relative to the RNLR there exist an important number of native plants that find their requirements for growth and reproduction, thus demonstrating that pine plantations do not constitute a hostile environment for many native species. Appropriate modification of management practices inside plantations such as the maintenance of the understory could help a certain development of native vegetation allowing the subsequent use by native fauna as corridors or temporary habitats. Pine plantations could also be used recruitment foci for native plants.

Keywords: Structure vegetation, fragmentation, *Pinus radiata* plantation, Coastal Maulino forest.

INTRODUCCIÓN

La degradación de bosques es un fenómeno mundial (Groom & Schumacher, 1993). Anualmente millones de hectáreas de bosque tropical y templado son deforestadas y fragmentadas para agricultura, cultivo y uso forestal (Schelhas & Greenberg, 1996).

En Chile, durante el siglo XX los bosques nativos han sufrido una degradación masiva debido a actividades humanas (Donoso & Lara, 1996). Extensas áreas de tierras anteriormente cubiertas por bosques han sido convertidas en tierras de cultivo y plantaciones de árboles exóticos como *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* (Lara & Veblen, 1993). Actualmente, las plantaciones de *Pinus radiata* de Chile representan más de un tercio del área superficial total plantada en el mundo, alcanzando 1.694.194 ha, constituyendo la base de la industria forestal chilena (INFOR, 1999; Toro & Gessel, 1999; FAO, 1998).

En el caso del bosque maulino costero, entre los años 1978 y 1987 cerca del 18% de su superficie fue sustituida por plantaciones de *Pinus radiata* (Lara & Veblen, 1993). Además de la pérdida de superficie forestal, los bosques remanentes han sido intensamente fragmentados, convirtiendo el paisaje de esta región en un mosaico de fragmentos de bosque nativo que persisten inmersos en una matriz de plantaciones de pino (Bustamante & Castor, 1998). Esta progresiva deforestación y fragmentación que ha sufrido históricamente ha creado un nuevo paisaje que difiere notablemente en sus patrones y procesos respecto al bosque maulino costero original, amenazando la biodiversidad allí existente (Echeverría & col., 2006; San Martín & Donoso, 1996; Viana & Tabanez, 1996).

La fragmentación de un bosque puede provocar cambios significativos en las condiciones abióticas y bióticas en los fragmentos remanentes en comparación con las que existían en el bosque continuo (Saunders & col., 1991; Murcia, 1995). Entre ellos, la luz, la humedad y temperatura del aire aumentan en los fragmentos mientras que la humedad del suelo decrece significativamente (Kapos, 1989; Murcia, 1995). Estos cambios afectan las condiciones para la regeneración de las plantas, por ejemplo ambientes más secos, luminosos y calurosos pueden afectar la germinación de semillas y el crecimiento de plántulas en especies arbóreas (Chen & Spies, 1992), tal es el caso de los fragmentos más pequeños y las plantaciones de pino. Entre los efectos bióticos, la diversidad y abundancia de herbívoros, granívoros, polinizadores y dispersores puede ser modificada (Aizen & Feinsinger, 1994; Bustamante & col., 2005; Willson & col., 1996) alterando así las interacciones bióticas. Esta cascada de efectos bióticos puede alterar los procesos de regeneración arbórea y, junto a los cambios abióticos, podrían determinar cambios de largo plazo en composición y estructura de los fragmentos remanentes (Bustamante & col., 2005).

Además del cambio en las condiciones bióticas y abióticas propias de la modificación de la matriz, en las plantaciones de pino se suma otro tipo de perturbación que tiene relación con el manejo forestal, afectando el establecimiento y desarrollo de especies nativas que en estos nuevos hábitat pudieran asentarse y favoreciendo la invasión por parte de especies exóticas. (Hurtley, 2002; San Martín & Donoso, 1996).

Tradicionalmente las plantaciones de pino han sido consideradas “desiertos biológicos” (Hurtley, 2002), esta aseveración se refiere a que las condiciones bióticas/abióticas allí existentes no serían adecuadas para el establecimiento de especies nativas, sin embargo, se ha documentado que esta matriz es permeable para ciertas especies introducidas y nativas, conteniendo varias especies del bosque original (Simonetti, 2006), como algunos coleópteros epígeos, mamíferos y aves para las cuales se ha relacionado su presencia en plantaciones con la ocurrencia de un sotobosque desarrollado (Grez, 2005). En el caso de las plantas, existe evidencia de que esta matriz puede ser suficientemente heterogénea para mantener condiciones para la sobrevivencia y reproducción de especies nativas (Murphy & Lovett-Doust., 2004; Guerrero & Bustamante, 2007).

En este contexto, es de importancia conocer la diversidad de plantas que son capaces de subsistir en las plantaciones de pino, al respecto, este seminario pretende comparar la flora presente en las plantaciones de pino y la existente en el bosque de ruil, un tipo forestal del bosque maulino costero. Para ello, se comparará la estructura vegetacional del sotobosque, (organización en el espacio, de los individuos que componen un tipo de vegetación o asociación vegetal; Steubing et al., 2001) en plantaciones de pino de 2 edades y bosque nativo. Se espera encontrar diferencias en la estructura del sotobosque de bosque nativo y de las plantaciones, a nivel de composición, riqueza y diversidad. Principalmente se predice una mayor riqueza de especies introducidas y una reducción en diversidad biológica en plantaciones de pino comparadas con la existente en el bosque nativo.

MATERIALES Y METODOS

1. Sitio de estudio

El bosque de Ruil se distribuye a lo largo de una faja de 100 Km en la costa de Chile central, (35-36° de latitud) en la ladera de exposición sudoeste desde 160 a 440 msnm. Las especies dominantes son los árboles caducifolios *Nothofagus alessandrii* (Ruil) y *Nothofagus glauca* (Hualo) asociados a árboles subdominantes siempreverdes como *Cryptocarya alba* (Peumo), *Aextoxicon punctatum* (Olivillo) y *Gevuina avellana* (Avellano), entre otros (San Martín & col., 1984). Esta región posee un clima mediterráneo húmedo con influencia oceánica concentrando las precipitaciones en invierno y primavera, con valores anuales de 700 mm de precipitación y temperaturas medias entre 13° y 15° C, registradas para la estación meteorológica de Cauquenes (Dirección Meteorológica de Chile).

Para el desarrollo de este estudio se trabajó durante el período Noviembre 2007– Febrero 2008, en 3 sitios de estudio ubicados en el sector de Los Ruiles, VII Región:

- Reserva Nacional Los Ruiles (RNLR; 35°50'8,6"S; 72°30'17,9"O), correspondiente a 29 ha. de bosque nativo sin perturbación por actividad forestal, ubicada entre 185 y 376 msnm (Fig. 1).
- Plantación de *Pinus radiata* de aproximadamente 2 años (PP2; 35° 50' 45,3"; 72° 27' 20,4" O). Sitio que presenta perturbaciones recientes, con escaso o nulo desarrollo de sotobosque, ubicado entre 462 y 522 msnm (Fig. 1).

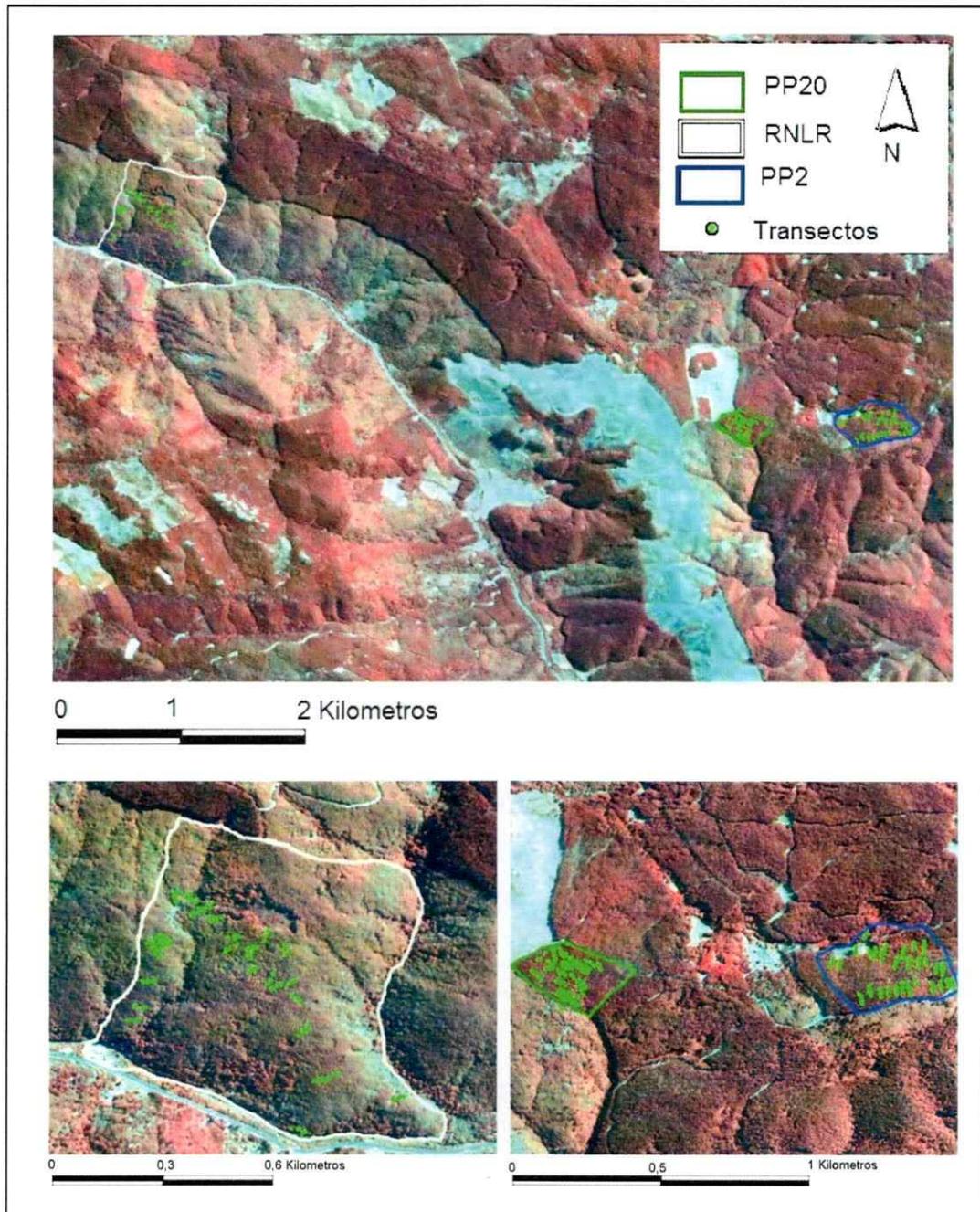


Fig.1. Ubicación espacial de los 3 sitios de estudio. El área delimitada por la línea muestra la extensión de cada sitio de muestreo, los puntos muestran la ubicación de los transectos dentro de cada sitio de estudio.

- Plantación de *Pinus radiata* de aproximadamente 20 años (PP20, 35° 50' 43,7" S; 72° 27' 50,0" O), sitio que presenta mayor desarrollo de sotobosque, y que se encuentra ubicado entre 446 y 481 msnm (Fig. 1).

Los sitios más cercanos entre si son las plantaciones de pino, PP20 y PP2, distanciados por 600 m; le sigue RNLR y PP20 con 3,6 Km de distancia y finalmente PP2 se encuentra a 4,5 Km de la RNLR.

2. Análisis Vegetacional

En los 3 sitios de estudio se realizó un total de 95 transectos: 38 en bosque nativo, 28 en PP20 y 29 en PP2, distribuidos homogéneamente en cada sitio de muestreo (Figura 1). En cada transecto de 30 metros de largo por 1 de ancho; se consideraron 20 parcelas de 1m² separadas entre sí por 0,5 m, en las que se registraron las especies de plantas presentes en el sotobosque. Las especies que no se reconocieron en terreno fueron enumeradas, colectadas y prensadas para ser posteriormente reconocidas con manuales de terreno (Hoffmann, 1998; Hoffmann & col., 1998; Hoffmann, 2005), un listado de la flora de la Reserva Nacional Los Ruiles (Arroyo & col., 2005) y con ayuda de José San Martín, Percy Gómez y Patricio Peñailillo de la Universidad de Talca.

3. Análisis de datos

Se realizó una descripción florística según familias y origen de las especies reconocidas (129 especies) para los 3 sitios de muestreo, utilizando la base de datos del Índice Internacional de Nombres de Plantas (IPNI) y el Catálogo de flora vascular de Chile (Marticorena & Quezada, 1985). Para el análisis de origen se consideró especies endémicas a las especies restringidas al territorio chileno, especies nativas a las originarias de Chile, excluyendo a las especies endémicas, y especie introducida a las especies no originarias del país (FSC, 2004)

Considerando el total de 205 morfoespecies, se realizaron curvas de acumulación para los 3 sitios de muestreo con el fin de comparar la riqueza de especies por sitio y estimar la cantidad de transectos a realizar por sitio de muestreo (software R, R development core team, 2003).

A partir del mismo total (205 especies) para cada transecto, se calculó el índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de equitabilidad de Pielou (J'). (software R, R development core team, 2003).

El índice de diversidad de Shannon expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, está definido por la ecuación:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde

p_i = proporción de veces que se registró la especie i respecto al total de especies registradas en un transecto, es decir la abundancia relativa de la especie i (Moreno, 2001).

También se calculó el índice de equitabilidad de Pielou que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, definido por la ecuación:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{Max}}}$$

Donde

$$H'_{\text{Max}} = \ln(S)$$

S = número de especies

Para evaluar si existían diferencias entre los 3 sitios en estos parámetros (riqueza de especies, diversidad y equitabilidad, por transecto), se realizó una prueba estadística de ANDEVA y una prueba *a posteriori* de Tukey, utilizando el software R (R development core team, 2003).

Además, se realizó un análisis de similitud para los 3 sitios de estudio, mediante el Coeficiente de similitud de Sorensen (I_s) que expresa el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ella, según la ecuación:

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$

Donde

a: número de especies presentes en el sitio A

b: número de especies presentes en el sitio B

c: número de especies presentes en ambos sitios A y B (Moreno, 2001).

RESULTADOS

1. Descripción florística

Para los 3 sitios de muestreo se registró un total de 205 morfoespecies, de las cuales se logró reconocer 129, es decir, un 63% del total.

Considerando el total de 205 morfoespecies, sólo 18 de ellas se encontraron en los 3 sitios de estudio (8,78% del total). Para la RNLR se registraron 131 morfoespecies (63,9% del total), de las cuales 93 se encontraban solo en este sitio (45,37%); para PP20 se registraron 66 morfoespecies (32,2% del total), con 23 presentes solo en dicho sitio (11,22%) y para PP2 se registraron 73 morfoespecies (35,6% del total), con 41 presentes solo en ese sitio (20,00%). PP2 y PP20 comparten 9 morfoespecies, (4,39% del total) mientras PP20 y RNLR comparten 16 morfoespecies (7,80% del total) y, finalmente, PP2 y RNLR comparten solo 5 morfoespecies (2,44% del total).

En cuanto a similitud florística, entre PP20 y RNLR se obtuvo un valor de 0,16, entre ambas plantaciones de pino 0,13 y 0,05 entre la RNLR y PP2.

En la descripción por familias para cada sitio de muestreo la mayor variedad se encuentra en RNLR con 47 familias, seguido de PP2 con 30 y PP20 con 28 familias. Se observa que en todos los sitios el mayor porcentaje de especies por familia corresponde a Asteraceae, seguida por Myrtaceae, en la RNLR, y Solanaceae en PP2, y por Myrtaceae y Lamiaceae en PP20 (Fig. 2).

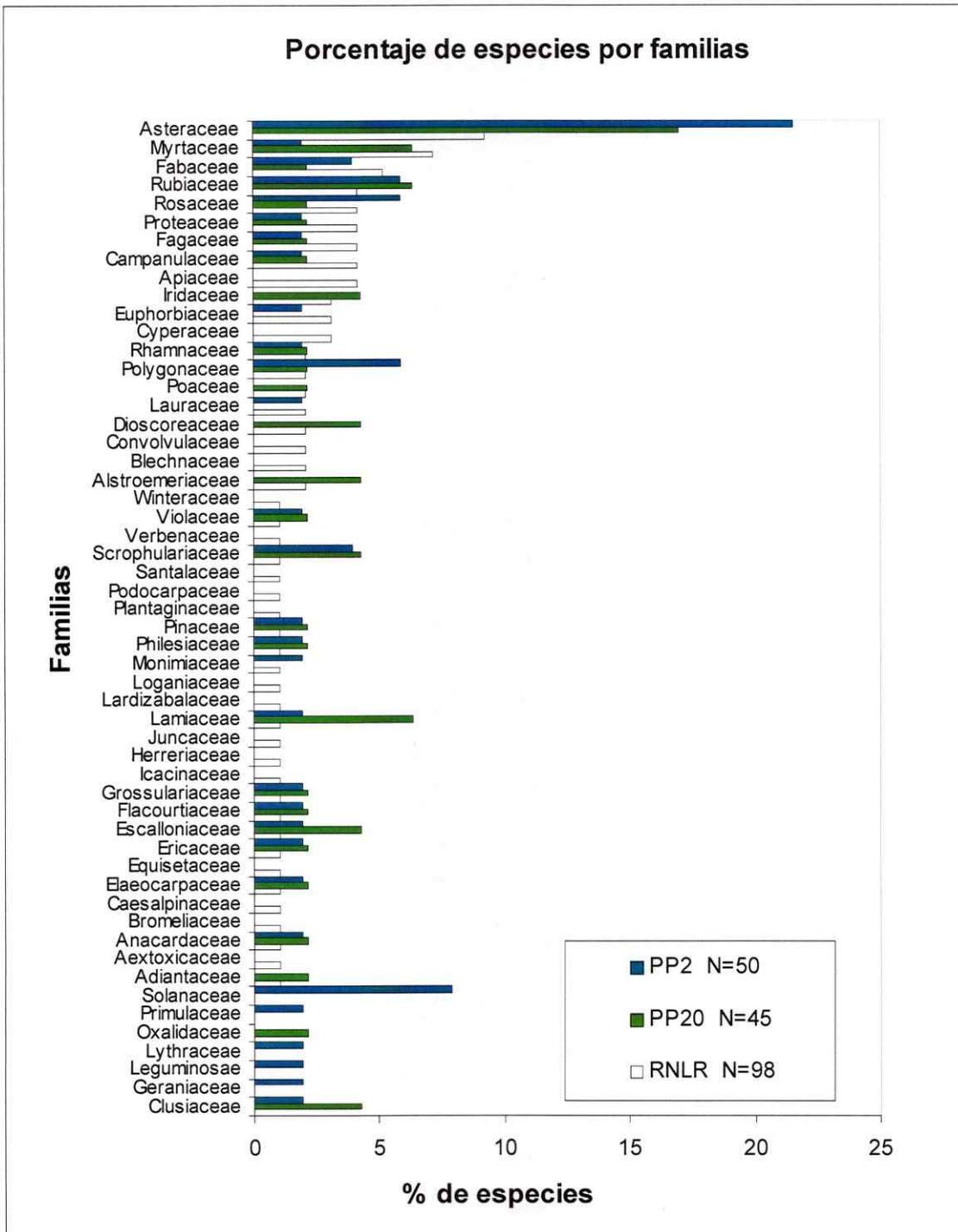


Fig. 2. Porcentaje de especies reconocidas por familia para los 3 sitios de estudio; N representa número de especies a las cuales se le determinó la familia para cada sitio de estudio; N total =193.

Los resultados del análisis florístico según origen (N=129) muestran que la RNLR posee un porcentaje mayor de especies endémicas y nativas que las plantaciones de pino (Fig. 3-A) seguida por PP20 (Fig. 3-B) y PP2. Este último sitio posee un mayor porcentaje de especies introducidas y un bajo porcentaje de especies nativas y endémicas comparado con los demás sitios (Fig. 3-C).

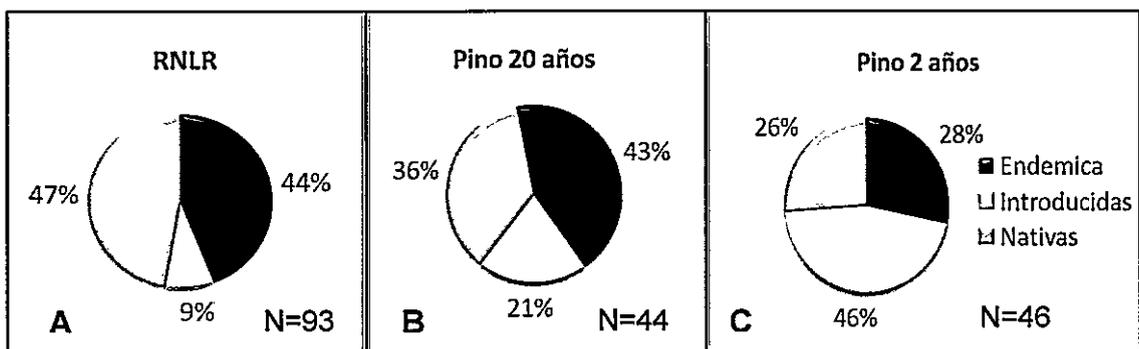


Fig. 3. Porcentaje de especies endémicas, nativas e introducidas para los 3 sitios de muestreo (A) RNLR (B) PP20 y (C) PP2; N representa número de especies con origen determinado para cada sitio.

1. Estructura vegetacional

Para riqueza de especies por sitio se obtuvo la curva de acumulación de la figura 4-A que muestra mayor riqueza de especies por área para la RNLR (con un total de 131 especies) que para ambas plantaciones de pino (66 especies para PP20 y 73 para PP2), difiriendo significativamente a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo.

La riqueza de especies por transecto fue significativamente mayor en la RNLR que en las 2 plantaciones de pino (ANDEVA, $F_{2, 92} = 41,16$, $P < 0,001$; Fig. 4-B), las cuales no presentaron diferencias significativas entre sí (Tukey $p > 0,05$). Resultados similares

fueron obtenidos para el índice de diversidad de Shannon (Fig. 4-C; ANDEVA, $F_2, 92=39,52$, $P<0,001$).

Con respecto a la equitabilidad, la RNLR y PP20 presentaron valores de equitabilidad de Pielou (J) significativamente más altos que PP2 (ANDEVA, $F_2, 92=17,87$, $P<0,001$; Fig. 4-D), pero no difirieron entre ellos (Tukey $p > 0,05$).

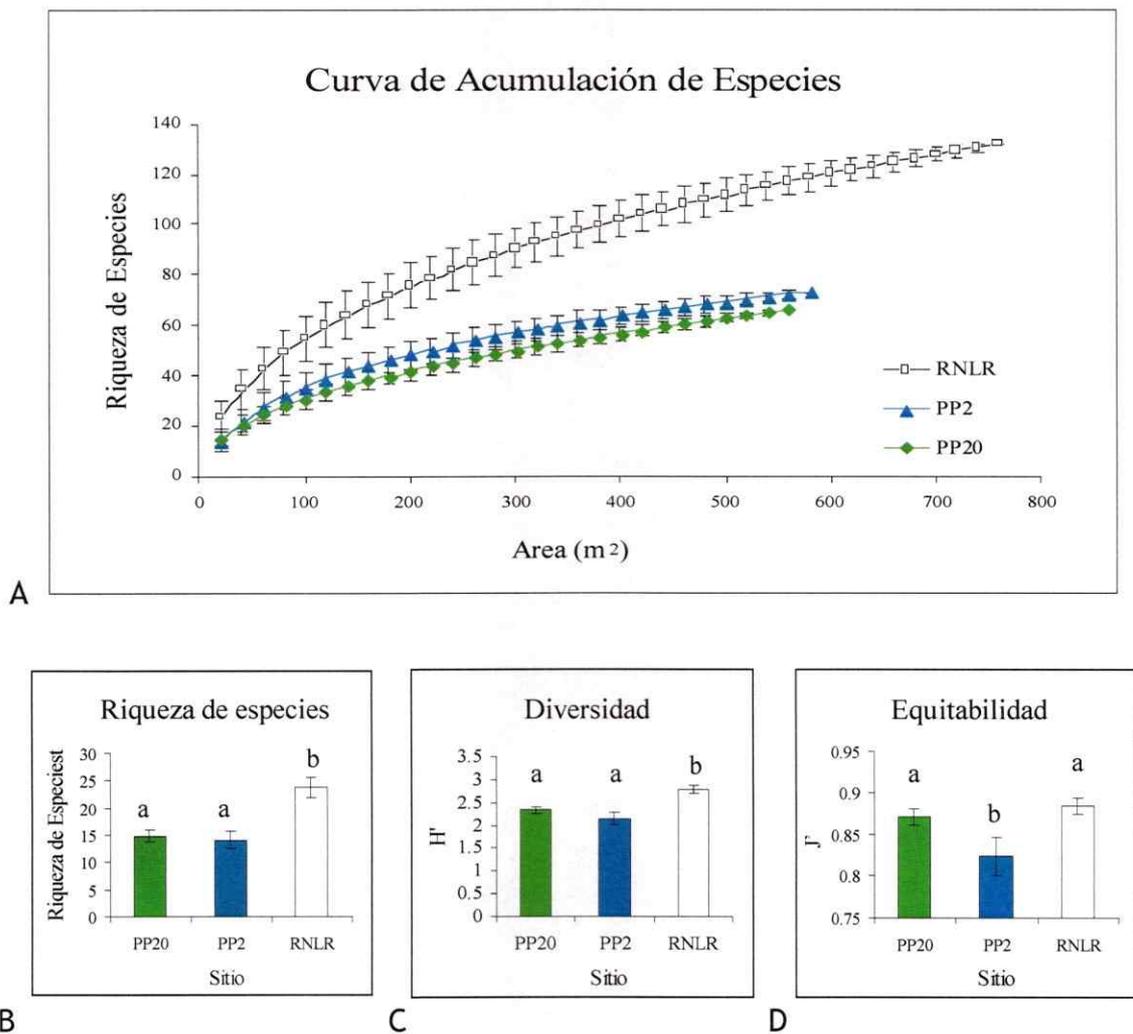


Fig. 4 (A) Curva de Acumulación de especies para los 3 sitios de muestreo (B) Riqueza de especies por transecto (C) Diversidad por transecto y (D) Equitabilidad por transecto (Media + 1,96 EE). Las letras sobre cada barra indican grupos con diferencias significativas luego de una prueba a posteriori de Tukey.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos reafirman que las plantaciones de pino no son desiertos biológicos. Si bien, en las plantaciones estudiadas, se produce una disminución en la riqueza de especies, estas son capaces de sustentar especies de flora nativa. La RNLR en tanto, posee mayor riqueza de especies nativas y menor riqueza de especies introducidas, indicando que existe una cierta resistencia a la llegada de plantas exóticas desde la matriz, debido probablemente a que las especies exóticas son, en general, especies sombra-intolerantes y por lo tanto tienen limitaciones a la regeneración en ambientes más sombríos como los que se encuentran dentro de la Reserva.

Esta estructura florística sugiere que las plantaciones de pino y los parches de bosque nativo que aún existen en la región, intercambiarían pocas especies generando así una dinámica comunitaria propia de cada tipo de parche. Así, pese a la cercanía de los 3 sitios de muestreo (~2.9 Km), los valores del índice de similitud son bajos, indicando que existen especies propias para cada sitio, por ejemplo, *Nothofagus alessandrii*, *Aextoxicon punctatum* y *Colliguaja dombeyana*, entre otras, que solo se encuentran en la RNLR, *Hypericum brevistylum*, en PP20 y *Euphorbia platyphyllus* y *Senecio vulgaris* en PP2 (Anexo 1), siendo más marcada la diferencia entre RNLR y PP2. Dada la heterogeneidad ambiental de la RNLR es posible, incluso, encontrar especies propias para diferentes microambientes en su interior (ejemplo: *Rhaphithamnus spinosus*, *Drimys winteri*, *Nertera granadensis*, *Centella asiatica* y *Luzuriaga polyphylla*, entre otras, se encuentran en zonas más húmedas; mientras especies como *Teline monspessulana*, *Cytisus scoparius*, *Teucrium bicolor*, *Jovellana violacea* y *Viola portalesia* se encuentran a orillas del

sendero o en sitios más abiertos) esto no es tan notorio en las plantaciones de pino debido a que son ambientalmente más homogéneas.

No obstante estas diferencias florísticas, existen especies nativas conspicuas compartidas por los tres sitios de estudio: *Ugni molinae* (Murtilla), *Nothofagus glauca* (Hualo) *Gevuina avellana* (Avellano), *Aristotelia chilensis* (Maqui) y *Lithraea caustica* (Litre), entre otras (anexo1), siendo la mayoría especies de origen mediterráneo, notablemente resistentes a las perturbaciones humanas debido a su capacidad de rebrotar después de la corta o quema (Montenegro & col., 1983) y, algunas de ellas, con fruto carnoso, dispersados principalmente por aves (Willson & col., 1996).

Al comparar las plantaciones de pino entre sí, se detectan diferencias en la riqueza de especies nativas la cual es significativamente mayor en la plantación de 20 años (Fig.3), esto se relaciona con la variación de las condiciones de hábitat, desde un hábitat muy luminoso y seco en la plantación mas joven (PP2) a uno más sombrío y húmedo en PP20 (datos no publicados), lo que explicaría la presencia de especies mas higrófilas como helechos (*Adiantum chilense*) y epifitas (*Bomarea salcilla* y dos especies del género *Dioscorea*) en este sitio.

Es notable destacar que algunas especies nativas e incluso endémicas se encontraron solamente en las plantaciones de pino, por ejemplo, *Acaena argentea* y *Calceolaria meyeniana* se encontró en PP2 y PP20 y *Geranium submolle*, *Centaurium cachanlahuen*, y tres especies de Solanáceas se encontraron sólo en PP2 (Anexo 1). Es posible que al menos las especies presentes en PP2, sean especies sucesionales tempranas (colonizadoras) que requieren mayor cantidad de luz y poca hojarasca para desarrollarse, condición que solo encuentran en las plantaciones jóvenes. Estos registros tienen

indudables consecuencias al momento de evaluar y valorizar los diferentes hábitats para la conservación de la flora regional.

De esta forma se puede ver que las plantaciones de pino no son un ambiente hostil, al menos para algunas especies de flora nativa, existiendo además el antecedente de que diversas especies de mamíferos, aves y coleópteros, pueden ocuparlos como hábitat si las condiciones dentro de estos ambientes son favorables (Grez, 2005). Esto quiere decir que si se modifican ciertas prácticas de manejo forestal que, por un lado destruyen el sotobosque ya establecido y por otro crean claros, facilitando el establecimiento de especies exóticas, podrían darse condiciones adecuadas para el desarrollo de vegetación nativa en estos sitios, facilitando su uso ocasional como corredores o hábitat complementarios lo que permitiría mayor conectividad entre los sitios protegidos y las poblaciones que permanecen en los fragmentos remanentes.

MEDIDAS CONCRETAS PARA UN MANEJO MÁS SUSTENTABLE.

En este estudio se trabajó sin réplicas de los distintos tipos de hábitat, esto impide una generalización de las conclusiones obtenidas, no obstante la información contenida en él permite hacer algunas sugerencias para la conservación de la diversidad de plantas nativas en la zona donde se encuentra la Reserva Nacional Los Ruiles, sitio muy relevante para la protección del bosque de ruil debido a que sólo existen 2 áreas protegidas que albergan esta formación vegetacional:

1. En concordancia con Simonetti (2006) y Saunders (1991) se enfatiza la importancia de conservar la biodiversidad a nivel de paisaje, es decir, es necesario considerar todos

los parches de vegetación, sean nativos o no, y entender la dinámica que se produce entre ellos. Así, al integrarse a las decisiones de conservación todos los parches del paisaje, es decir, áreas de bosque protegidas, bosques remanentes y plantaciones, se hará más eficiente y efectiva la conservación de la biodiversidad en la Región del Maule.

2. Se pudo observar que las plantaciones de pino son espacios que aún conservan biodiversidad nativa y podrían mantenerla en el tiempo si se realizan manejos compatibles con las especies nativas que ahí viven. En este sentido es necesario manejar el sotobosque, pues éste provee complejidad estructural generando así micrositios para el establecimiento de la flora y refugios para la fauna nativa. Al respecto Armesto y Smith-Ramírez (1994) postulan criterios ecológicos para el manejo del bosque nativo que podrían aplicarse en las plantaciones de pino, entre ellos: no realizar tala rasa, manteniendo algunos árboles, de preferencia nativos, y mantener árboles muertos ya sea en pie o caídos. Ambas medidas proveen sitios de anidación y perchas para aves lo que favorece la dispersión de árboles de fruto carnoso, además de proporcionar hábitat a invertebrados. También proponen mantener tocones de especies nativas con regeneración vegetativa y no remover, ni incinerar el detritus; estas medidas reducen el lavado de nutrientes y facilitan su reciclaje, al mismo tiempo que aumentan el contenido de agua del suelo. Las estrategias de manejo mencionadas favorecen la protección de la flora nativa e incrementan la tasa de crecimiento de los pinos, además de evitar la erosión de los suelos.

3. Junto con detener el reemplazo de bosque nativo por plantaciones comerciales, sería favorable para la conservación de la biota nativa que las empresas forestales cedieran parches de pino post-cosecha para mantenerlos indefinidamente en el paisaje como focos

de reclutamiento e incluso como corredores de tipo “stepping stones”, permitiendo la regeneración y sobrevivencia de la biota nativa. En este sentido, es vital estimar el número de parches y el tamaño mínimo para que se minimicen los efectos de borde y se satisfagan así los requerimientos de las especies focales, que serían las dominantes del bosque nativo.

Para que esta medida sea aplicable es fundamental llegar a un acuerdo con las empresas forestales, si bien esta estrategia implica una pequeña reducción en área de las plantaciones también produce beneficios, entre ellos, posibilitar la aprobación de certificados verdes, relevantes para la exportación de madera y celulosa (Guerrero & Bustamante, 2007) y aumentar las tasas de crecimiento de las plantaciones por las razones mencionadas en el segundo punto.

4. Los parches de bosque remanentes, en particular la RNLR, parecen ser resistentes a la invasión de especies exóticas. Al respecto, es de importancia realizar medidas que incrementen y/o mantengan las condiciones apropiadas, entre ellas la cobertura del dosel, para prevenir el establecimiento de plantas introducidas y permitir el reclutamiento de especies nativas sombra-tolerantes.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M., Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75:330-351.
- Armesto, J., Smith-Ramírez, C. 1994. Criterios ecológicos para el manejo del bosque nativo. *Ambiente y desarrollo* 10:64-71
- Arroyo, M., Matthei O., Muñoz M., Armesto J., Pliscoff P., Pérez F., Marticorena C., 2005. Flora de cuatro Reservas nacionales en la cordillera de la costa de la VII región (35°-36° S), Chile, y su papel en la protección de la biodiversidad regional. En: Smith-Ramírez, C., Armesto, J., Valdovinos, C. (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile: 225-244*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Bustamante, R., Castor, C. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ (*Nothofagus alessandrii*) forest in Central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- Bustamante, R., Simonetti, J., Grez, A., San Martín, J. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. En: Smith-Ramírez, C., Armesto, J., Valdovinos, C. (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile: 555-564*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Chen, J., Spies T. 1992. Vegetation responses to edge environment in old-growth. *Ecology Applied* 2: 387-396.
- Dirección Meteorológica de Chile, 2008 [en línea] <http://www.meteochile.cl/climas/climas_septima_region.html#a> [Consulta: Junio 2008].
- Donoso, C., Lara, A. 1996. Utilización de los bosques nativos en Chile: presente y futuro. En: Armesto, J., Villagrán, C., Arroyo, MK. (eds) *Ecología de los bosques nativos de Chile: 363-388*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J., Lara, A., Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- FAO. 1998. Appreciation of Chilean forest resource. En: *Plantations of Pinus radiata and Eucalyptus sp. 1985-1996*, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.

- FSC.2004. Estándares de certificación forestal según FSC para bosques nativos y plantaciones forestales [en línea] <<http://www.fsc-chile.org/documentos.asp>> [Consulta: Junio 2008].
- Grez, A. 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. En: Smith-Ramírez, C., Armesto, J., Valdovinos, C. (eds) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile: 565-572. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Groom, M., Schumacher, N. 1993. Evaluating landscape change patterns of worldwide deforestation and local fragmentation. En: Kareiva, P., Kingsolver, J., Huey, R. (eds), Biotic Interactions and Global Change: 24-44. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA.
- Guerrero, P., Bustamante, R. 2007. Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory. Forest Ecology and Management 253: 97-102.
- Hoffmann, A. 1998. Flora silvestre de Chile, Zona Central. Ed. Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile.
- Hoffmann, A. 2005. Flora silvestre de Chile, Zona Araucana. Ed. Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile.
- Hoffmann, A., Kalin-Arroyo, M., Liberona, F., Muñoz, M., Watson, J. 1998. Plantas altoandinas en la flora silvestre de Chile. Ed. Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile.
- Hurlley, M. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. Forest Ecology and Management 155: 81-95.
- INFOR. 1999. Estadísticas forestales 1998. Instituto Forestal. Boletín Estadístico 68. Instituto Forestal, Santiago, Chile.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazonas. Journal of Tropical Ecology 5: 173-185.
- Lara, A., Veblen, T. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? En: Mather, A. (eds) Afforestation policies, planning and progress: 118-139. Belhaven Press, London, United Kingdom.
- Marticorena, C., Quezada, M. 1985. Catálogo de flora vascular de Chile. Gayana, Botánica 42: 1-157.

- Montenegro, G., Avila, G., Schatte, P. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany* 61: 1804-1808.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad.: 1-64. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa. Madrid, España.
- Murcia, C., 1995. Edge effect in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Murphy, H., Lovett-Doust, J. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105: 3-14.
- R Development Core Team. 2003. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- San Martín, J., Figueroa, H., Ramírez, C. 1984. Fitosociología de los bosques de Ruil (*Nothofagus alesandrii* Espinosa) en Chile. *Revista Chilena Historia Natural* 57:171-200.
- San Martín, J., Donoso, C. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. En: Armesto, J., Villagrán, C., Arroyo, MK. (eds) *Ecología de los bosques nativos de Chile*: 153-168. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Saunders, D., Hobbs, R., Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Schelhas, J., Greenberg, R. 1996. The value of forest patches. En: Schelhas, J., Greenberg, R. (eds) *Forest patches in tropical landscapes*: 15-36. Island Press, Covelo, CA.
- Simonetti, J. 2006. Conservación de biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. En: *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*: 213-228. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Steubing, L., Godoy, R., Alberdi, M. 2001. *Métodos de Ecología Vegetal*. : 166-171. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- The International Plant Names Index, 2008. [en línea] <<http://www.ipni.org>> [Consulta: Febrero 2008].

- Viana, V., Tabanez, A. 1996. Biology of conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest: 151-167. En: Schelhas, J., Greenberg, R. (eds) Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Covelo, CA, United States.
- Willson, M., Smith-Ramírez, C., Sabag., C., Hernández, J. 1996. Mutualismos entre plantas y animales en bosques templados de Chile. En: Armesto, J., Villagrán, C., Arroyo, MK. (eds) Ecología de los bosques nativos de Chile: 251-264. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

ANEXO 1: Especies de plantas vasculares presentes en uno o mas sitios de muestreo

| Familia | Especie | Origen | RNLR | PP20 | PP2 |
|------------------|----------------------------------|---------------------------|------|------|-----|
| Adiantaceae | <i>Adiantum chilense</i> | Nativa | + | + | |
| Aextoxicaceae | <i>Aextoxicom punctatum</i> | Nativa | + | | |
| Alstroemeriaceae | <i>Alstroemeria revoluta</i> | Endémica | + | + | |
| Alstroemeriaceae | <i>Bomarea salcilla</i> | Endémica | + | + | |
| Anacardiaceae | <i>Lithraea caustica</i> | Endémica | + | + | + |
| Apiaceae | <i>Centella asiatica</i> | Nativa | + | | |
| Apiaceae | <i>Azorella spinosa</i> | Endémica | + | | |
| Apiaceae | <i>Eryngium paniculatum</i> | Nativa | + | | |
| Asteraceae | <i>Podanthus ovalifolius</i> | Endémica | + | | |
| Asteraceae | <i>Mutisia ilicifolia</i> | Endémica | + | | |
| Asteraceae | <i>Proustia pyrifolia</i> | Endémica | + | | |
| Asteraceae | <i>Hypochoeris radicata</i> | Introducida | + | | + |
| Asteraceae | <i>Mutisia involucreta</i> | Endémica | + | + | |
| Asteraceae | <i>Baccharis rhomboidalis</i> | Endémica | + | + | + |
| Asteraceae | <i>Baccharis racemosa</i> | Nativa | | | |
| Asteraceae | <i>Baccharis concava</i> | Información no disponible | | + | + |
| Asteraceae | <i>Gochnatia foliolosa</i> | Endémica | + | + | |
| Asteraceae | <i>Cirsium vulgare</i> | Introducida | | + | + |
| Asteraceae | <i>Gamochoaeta spicata</i> | Información no disponible | | + | + |
| Asteraceae | <i>Leontodon taraxicoides</i> | Introducida | | + | + |
| Asteraceae | <i>Acaena argentea</i> | Nativa | | + | + |
| Asteraceae | <i>Senecio vulgaris</i> | Introducida | | + | + |
| Asteraceae | <i>Centaurium cachaiahuen</i> | Nativa | | + | + |
| Asteraceae | <i>Gamochoaeta stachydifolia</i> | Información no disponible | | + | + |
| Asteraceae | <i>Lactuca serriola</i> | Introducida | | + | + |
| Asteraceae | <i>Sonchus asper</i> | Introducida | | + | + |
| Asteraceae | <i>Taraxacum officinale</i> | Introducida | | + | + |

| Familia | Especie | Origen | RNLR | PP20 | PP2 |
|-----------------|----------------------------------|---------------------------|------|------|-----|
| Blechnaceae | <i>Blechnum hastatum</i> | Nativa | + | | |
| Blechnaceae | <i>Blechnum chilense</i> | Nativa | + | | |
| Bromeliaceae | <i>Greigia sphacelata</i> | Endémica | + | | |
| Caesalpiniaceae | <i>Senna stipulacea</i> | Endémica | + | | |
| Campanulaceae | <i>Wahlenbergia linarioides</i> | Nativa | + | | |
| Campanulaceae | <i>Lobelia tupa</i> | Endémica | + | + | + |
| Clusiaceae | <i>Hypericum brevisyllum</i> | Información no disponible | | | |
| Clusiaceae | <i>Hypericum perforatum</i> | Introducida | | + | + |
| Convolvulaceae | <i>Cuscuta sp.</i> | Información no disponible | + | | |
| Cyperaceae | <i>Uncinia eranacea</i> | Nativa | + | | |
| Cyperaceae | <i>Uncinia phleoides</i> | Nativa | + | | |
| Cyperaceae | <i>Eleocharis sp.</i> | Nativa | + | | |
| Dioscoreaceae | <i>Dioscorea brachybotria</i> | Nativa | + | + | |
| Dioscoreaceae | <i>Dioscorea auriculata</i> | Endémica | + | + | + |
| Elaeocarpaceae | <i>Aristotelia chilensis</i> | Nativa | + | + | |
| Equisetaceae | <i>Equisetum bogotense</i> | Nativa | + | | |
| Ericaceae | <i>Gaultheria insana</i> | Nativa | + | + | + |
| Escalloniaceae | <i>Escalonia pulverulenta</i> | Endémica | + | + | + |
| Escalloniaceae | <i>Escalonia revoluta</i> | Endémica | | + | |
| Euphorbiaceae | <i>Colliguaja dombeyana</i> | Endémica | + | | |
| Euphorbiaceae | <i>Colliguaja salicifolia</i> | Nativa | + | | |
| Euphorbiaceae | <i>Chiropetalum tricuspidata</i> | Endémica | + | | |
| Euphorbiaceae | <i>Euphorbia platyphylus</i> | Información no disponible | | | + |
| Fabaceae | <i>Vicia vicina</i> | Introducida | + | | |
| Fabaceae | <i>Sophora macrocarpa</i> | Endémica | + | | + |
| Fabaceae | <i>Telme monspessulana</i> | Introducida | + | + | + |
| Fabaceae | <i>Cytisus scoparius</i> | Introducida | + | | |
| Fabaceae | <i>Adesmia splendens</i> | Información no disponible | + | | |
| Fagaceae | <i>Nothofagus alessandrii</i> | Endémica | + | | |

| Familia | Especie | Origen | RNLR | PP20 | PP2 |
|-----------------|------------------------------|---------------------------|------|------|-----|
| Fagaceae | <i>Nothofagus dombevi</i> | Nativa | + | | |
| Fagaceae | <i>Nothofagus glauca</i> | Endémica | + | + | + |
| Fagaceae | <i>Nothofagus oblicua</i> | Nativa | + | | |
| Flacourtiaceae | <i>Azara integrifolia</i> | Endémica | + | + | + |
| Geraniaceae | <i>Geranium submolle</i> | Nativa | + | + | + |
| Grossulariaceae | <i>Ribes punctatum</i> | Nativa | + | | |
| Herreriaceae | <i>Herreria stellata</i> | Endémica | + | | |
| Icacinaceae | <i>Citronella mucronata</i> | Endémica | + | | |
| Iridaceae | <i>Libertia sessiliflora</i> | Endémica | + | + | |
| Iridaceae | <i>Libertia chilensis</i> | Nativa | + | | |
| Iridaceae | <i>Sisyrinchium junceum</i> | Endémica | + | + | |
| Juncaceae | <i>Juncus cyperoides</i> | Nativa | + | | |
| Lamiaceae | <i>Teucrium bicolor</i> | Nativa | + | + | + |
| Lamiaceae | <i>Mentha pulegium</i> | Introducida | | + | + |
| Lamiaceae | <i>Marrubium vulgare</i> | Introducida | | + | + |
| Lamiaceae | <i>Stachys sp.1</i> | Información no disponible | | + | + |
| Lamiaceae | <i>Stachys sp.2</i> | Información no disponible | | + | + |
| Lardizabalaceae | <i>Boquila trifoliolata</i> | Nativa | + | | |
| Lauraceae | <i>Persea lingue</i> | Nativa | + | | |
| Lauraceae | <i>Cryptocarya alba</i> | Endémica | + | | + |
| Leguminosae | <i>Acacia dealbata</i> | Introducida | | | + |
| Loganiaceae | <i>Desfontainia spinosa</i> | Nativa | + | | + |
| Lythraceae | <i>Lythrum hyssopifolium</i> | Información no disponible | | | |
| Monimiaceae | <i>Peumus boldus</i> | Endémica | + | | + |
| Myrtaceae | <i>Ugni molinae</i> | Nativa | + | + | + |
| Myrtaceae | <i>Luma chequen</i> | Endémica | + | + | |
| Myrtaceae | <i>Luma apiculata</i> | Nativa | + | + | + |
| Myrtaceae | <i>Tepualia stipularis</i> | Nativa | + | | |
| Myrtaceae | <i>Anomyrtus luma</i> | Nativa | + | | |

| Familia | Especie | Origen | RNLR | PP20 | PP2 |
|---------------|-----------------------------------|---------------------------|------|------|-----|
| Myrtaceae | <i>Myrcogenia parvifolia</i> | Endémica | + | | |
| Myrtaceae | <i>Ugni candolei</i> | Endémica | + | | |
| Oxalidaceae | <i>Oxalis articulata</i> | Nativa | | + | |
| Philesiaceae | <i>Lapageria rosea</i> | Endémica | + | + | + |
| Philesiaceae | <i>Luzuriaga polyphylla</i> | Endémica | + | | |
| Pinaceae | <i>Pinus radiata</i> | Introducida | + | + | + |
| Poaceae | <i>Chusquea sp.</i> | Información no disponible | + | | |
| Poaceae | <i>Anthoxanthum odoratum</i> | Introducida | + | | |
| Poaceae | <i>Nassella gigantea</i> | Nativa | + | + | |
| Poaceae | <i>Piptochaetium montevidense</i> | Nativa | | + | |
| Podocarpaceae | <i>Podocarpus saligna</i> | Endémica | + | | |
| Polygonaceae | <i>Muehlenbeckia hastulata</i> | Nativa | + | + | + |
| Polygonaceae | <i>Rumex acetocella</i> | Introducida | | | + |
| Polygonaceae | <i>Polygonum aviculare</i> | Introducida | | | + |
| Primulaceae | <i>Anagallis arvensis</i> | Introducida | | | + |
| Proteaceae | <i>Gevuina avellana</i> | Nativa | + | + | + |
| Proteaceae | <i>Lomatia hirsuta</i> | Nativa | + | | |
| Proteaceae | <i>Lomatia dentata</i> | Nativa | + | + | |
| Rhamnaceae | <i>Colletia ulcina</i> | Endémica | + | + | |
| Rhamnaceae | <i>Colletia sp.</i> | Información no disponible | | | + |
| Rosaceae | <i>Rosa mosqueta</i> | Introducida | + | | + |
| Rosaceae | <i>Rosa canina</i> | Introducida | + | | |
| Rosaceae | <i>Margyricarpus pinnatus</i> | Nativa | + | | |
| Rosaceae | <i>Rubus ulmifolius</i> | Introducida | | + | + |
| Rosaceae | <i>Sangisorba minor</i> | Introducida | | | + |
| Rosaceae | <i>Quillaja saponaria</i> | Endémica | + | | |
| Rubiaceae | <i>Nertera granadensis</i> | Nativa | + | | |
| Rubiaceae | <i>Galium hypocarpium</i> | Nativa | + | + | + |
| Rubiaceae | <i>Galium tricocarpium</i> | Información no disponible | + | + | |

| Familia | Especie | Origen | RNLR | PP20 | PP2 |
|------------------|-------------------------------|---------------------------|------|------|-----|
| Rubiaceae | <i>Galium suffruticosum</i> | Nativa | + | | |
| Rubiaceae | <i>Galium cotinoides</i> | Endémica | | | + |
| Rubiaceae | <i>Galium sp.</i> | Información no disponible | | | + |
| Santalaceae | <i>Myoschilos oblonga</i> | Nativa | + | | |
| Scrophulariaceae | <i>Jovellana violacea</i> | Endémica | + | | |
| Scrophulariaceae | <i>Calceolaria meyeniana</i> | Endémica | | + | + |
| Scrophulariaceae | <i>Digitalis purpurea</i> | Introducida | | + | + |
| Solanaceae | <i>Fabiana imbricata</i> | Nativa | | | + |
| Solanaceae | <i>Salpiglossis sinuata</i> | Nativa | | | + |
| Solanaceae | <i>Nicotiana acuminata</i> | Endémica | | | + |
| Solanaceae | <i>Datura stramonium</i> | Introducida | | | + |
| Verbenaceae | <i>Rhaphithamnus spinosus</i> | Nativa | + | | |
| Violaceae | <i>Viola portalesia</i> | Endémica | + | + | |
| Violaceae | <i>Viola sp.</i> | Información no disponible | | | + |
| Winteraceae | <i>Drimys winteri</i> | Nativa | + | | |