



Pontificia Universidad Católica de Chile
Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal
Departamento de Ciencias Forestales

Patrón de variación de la riqueza de especies invasoras en un
gradiente de tamaño, degradación y altitud de fragmentos
remanentes del bosque precordillerano de la IX región de la
Araucanía, Chile.

Proyecto de Título presentado como parte de los requisitos
para optar al título de Ingeniero Forestal

Isabel Margarita Rojas Viada

Profesor Guía: Pablo Becerra
Profesor Informante: Cristián Bonacic

Septiembre 2008



Pontificia Universidad Católica de Chile
Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal
Departamento de Ciencias Forestales

Patrón de variación de la riqueza de especies invasoras en un gradiente de tamaño, degradación y altitud de fragmentos remanentes del bosque precordillerano de la IX región de la Araucanía, Chile.

Financiamiento

Proyecto Darwin Initiative
Contract number: DEFRA, U.K (ref: 15-06)
“Capacity Building for the Conservation of Rainforest
Biodiversity in Southern Chile”



Agradecimientos

A la Familia, especialmente a mis padres,
quienes cariñosamente apoyan nuestros
proyectos sin importar los resultados.

A los profesores que dirigieron ésta tesis
y dieron la posibilidad de
desarrollar el tema.

A todos los que colaboraron con la preparación
de ésta tesis: Nicolás Galvéz, Jerry Laker,
Robert Petitpas, Miguel Gómez,
Claudia Ríos, Iván Díaz, Omar Ohrens
y Tomás Ibarra

A la universidad, sus funcionarios,
profesores y trabajadores.

Resumen

Normalmente la invasión de plantas exóticas ha sido asociada a la existencia de ambientes perturbados tales como hábitats degradados y/o fragmentados. Además, se ha descrito que la invasión de plantas ocurre preferentemente en ambientes menos estresantes, tales como niveles altitudinales menores. No obstante, el nivel de degradación interno de hábitats, nivel de fragmentación y altitud podrían estar correlacionados como consecuencia de la distribución espacial del uso antrópico de la tierra. En este trabajo se evalúa la variación de la riqueza de especies invasoras en un gradiente de tamaño, degradación y altitud de fragmentos de bosque precordillerano de la región de la Araucanía, Chile. Se utilizaron 12 fragmentos ubicados en la formación del Bosque Caducifolio. En cada fragmento se realizaron 2 transectos de 140 m de largo con 8 parcelas de 5x5 m distribuidas cada 15 m. En cada parcela se registró la composición de plantas vasculares, origen y forma de vida para cada especie. En la misma parcela, se contabilizaron los tocones producto de maderero y fecas de animal doméstico. A través de observaciones se registró la presencia de signos de incendios recientes. Con estos indicadores de perturbación se construyó un índice de degradación interna. Se realizaron regresiones simples entre todas las variables. Los resultados indican que fragmentos más pequeños presentaron mayor índice de degradación. Además, la degradación fue menor y los tamaños de fragmentos mayores a mayor altitud. La riqueza de especies invasoras se relacionó positivamente con el gradiente de degradación y hubo menor riqueza de alóctonas a mayor altitud. No se encontró relación entre riqueza de alóctonas y fragmentación. La fuerte asociación entre altitud, degradación y fragmentación, dado el patrón de distribución de las intervenciones antrópicas, hace difícil separar el efecto particular de éstas variables, sin embargo los resultados sugieren que existe un patrón natural no aleatorio de invasión, principalmente asociado a la degradación del hábitat y altitud.

INDICE

INTRODUCCIÓN.....	6
AREA DE ESTUDIO	11
METODOLOGÍA.....	12
RESULTADOS	14
<i>Composición Florística</i>	<i>14</i>
<i>Relación Altitud, Tamaño de fragmento y Degradación interna</i>	<i>14</i>
<i>Patrones de Variación de la Riqueza de Especies</i>	<i>14</i>
DISCUSIÓN	16
<i>Composición florística.....</i>	<i>16</i>
<i>Relación entre Altitud,Tamaño de fragmento y Degradación interna</i>	<i>16</i>
<i>Patrones de Variación de la Riqueza de Especies</i>	<i>17</i>
<i>Implicancias para la conservación</i>	<i>19</i>
CONCLUSIONES.....	20
REVISIÓN BIBLIOGRAFICA.....	21
<i>I. Tablas</i>	<i>25</i>
<i>II. Figuras.....</i>	<i>26</i>
APENDICE	33

INTRODUCCIÓN

Una de las grandes amenazas sobre la biodiversidad es la invasión de especies alóctonas en ambientes naturales, las cuales pueden generar cambios en la biota y en el funcionamiento de los ecosistemas nativos (Primack *et al.* 2001; Hobbs 2001). Actualmente, en todos los países existe alguna especie proveniente de otra parte del mundo, introducida accidental o intencionalmente como resultado de la actividad humana (Richardson *et al.* 2000). No todas las introducciones biológicas logran transformarse en especies invasoras (Hobbs 2001). Si la especie logra reproducirse y mantener descendencia por varios ciclos generacionales en los alrededores de la planta madre, la especie se denomina naturalizada en ese sitio. Una especie que logra superar las barreras de reproducción y establecimiento fuera del rango de la planta madre (> 100m de la planta madre), se la denomina especie invasora (Richardson *et al.* 2000).

Muchos estudios se han esforzado por identificar aquellos factores que determinan la invasión de una especie (Sax & Brown 2000; Sakai *et al.* 2001; Baker 1974). Por ejemplo, determinados atributos biológicos de las especies (e.g. bajos requerimientos ecológicos, alta tasa de fotosíntesis y de respiración y facilidades reproductivas como autopolinización y dispersión por medio abiótico) pueden favorecer la invasión (Baker 1974; Sax & Brown 2000; Burn 2004; Daehler 1998; Rambuda & Johnson 2004). La principal condición del medio que facilita el establecimiento de especies invasoras es la presencia de perturbaciones naturales o antrópicas (Sax & Brown 2000; Sakai *et al.* 2001; Baker 1974). Además, el aislamiento geográfico, baja biodiversidad, las condiciones climáticas, la ausencia de enemigos naturales, alta disponibilidad de luz y nutrientes, pueden ser modeladores de la invasión (Baker 1974; Sax & Brown 2000; Teo *et al.* 2003; Brothers & Spingarn 1992; D'Antonio 1993; Willson *et al.* 1992). Por otra parte, la información histórica de los procesos de invasión, tales como año de introducción al país, distribución en el área geográfica original y la determinación del pool de especies alóctonas de las zonas geográficas de estudio, han sido utilizadas para predecir el comportamiento de las especies invasoras (Castro *et al.* 2005; Lockwood *et al.* 2001; Goodwin *et al.* 1999; Sakai *et al.* 2001).

Las perturbaciones humanas han modificado fuertemente los regímenes de perturbaciones naturales (Pickett & White 1985; Forman & Godron 1986; Primack *et al.* 2001). Estas perturbaciones humanas pueden llegar a una destrucción completa del hábitat, o al menos a una degradación de los ecosistemas originales. En el primer caso, frecuentemente los ecosistemas remanentes quedan fragmentados (Lindenmayer & Fischer 2006; Primack *et al.* 2001). Es decir, la expansión de hábitat original es transformada en un cierto número de pequeños parches, que conforman un área total menor a la inicial y se encuentran inmersos en una matriz de hábitat diferente a la original (Wilcove *et al.* 1986; Bustamante & Grez 1995; Lindenmayer & Fischer 2006). Las consecuencias de esto es que los parches remanentes poseen menor superficie que la original, se acentúa el efecto borde y el aislamiento con los demás remanentes. Por otra parte, la degradación de hábitats corresponde al proceso de pérdida de calidad y estructura del hábitat original (Lindenmayer & Fischer 2006), el cual puede ocurrir tanto en fragmentos como en hábitats continuos. Se genera principalmente por actividad humana como tala selectiva, pisoteo, maderero, presencia de ganado doméstico, eventos de incendios y cosecha de material combustible (Lindenmayer & Fischer 2006).

Ambos procesos, fragmentación y degradación, podrían favorecer la invasión de especies alóctonas. Algunos estudios han evaluado el efecto de la fragmentación sobre la invasión de especies (Hobbs 2001, Brothers & Spingarn 1992; Teo *et al.* 2003). Los ecosistemas fragmentados aumentan la probabilidad de invasión al disminuir la relación hábitat continuo v/s matriz aumentando el pool de especies invasoras provenientes de la actividad circundante. Además, la fragmentación genera un nuevo microhábitat con mayor luminosidad y otros recursos, lo que mejora las condiciones para especies invasoras (Saunders *et al.* 1991; Brothers & Spingarn 1992; Bustamante & Grez 1995). Brothers & Spingarn (1992), sugieren que en los ecosistemas fragmentados puede haber un aumento de especies alóctonas y una disminución de las especies nativas. Sin embargo, otros estudios plantean que no existe una relación entre la presencia de especies nativas y alóctonas en los ecosistemas fragmentados (Teo *et al.* 2003).

La degradación interna de los hábitats también se ha documentado como factor facilitador de la invasión (Hobbs 2001, Brothers & Spingarn 1992; Teo *et al.* 2003; Sakai *et al.* 2001). Por ejemplo, eventos de incendios e intensos madereros al interior de bosques

generan aperturas en el dosel y en el suelo que estimularían la germinación y permitirían el establecimiento de especies invasoras. A esto se suma la presencia de ganado doméstico, el cual puede ser importante vector dispersor de semillas y modificador de la cobertura de sotobosque permitiendo mayor luminosidad en el suelo (Hobbs 2001; Vázquez 2000).

Por otra parte, existe una amplia discusión a cerca de la relación entre riqueza de especies nativas y alóctonas (Davies *et al.* 2005; Bruno *et al.* 2004; Teo *et al.* 2003). Estudios recientes han demostrado que esta relación dependerá de la escala de estudio utilizada (Davies *et al.* 2005). En general, los estudios desarrollados en escala local han observado una relación negativa entre diversidad de especies alóctonas y nativas (Davies *et al.* 2005; Hobbs 2001). Esto podría explicarse debido a que en éstas escalas ocurren procesos de competencia que no son aplicables en escalas mayores (Huston 1999). Sin embargo, algunos estudios en la misma escala no han obtenido relación entre la riqueza de especies nativas y alóctonas e incluso en algunos casos estas relaciones han sido positivas (Bruno *et al.* 2004; Chown *et al.* 2005). Los efectos contrarios de la fragmentación y degradación sobre especies nativas y alóctonas podrían determinar que la riqueza de especies alóctonas se relacione negativamente con la riqueza de especies nativas.

Se ha descrito que podría existir una relación entre la fragmentación y degradación interna de los fragmentos. La incidencia de incendios, la tala selectiva y la introducción de ganado se pueden apreciar al interior de grandes áreas de bosques, sin embargo, son más frecuentes en los fragmentos más pequeños (Cochrane 2001; Hobbs 2001; Jaña *et al.* 2006). Esto podría producir correlaciones entre fragmentación, degradación, riqueza de especies alóctonas y riqueza de especies nativas.

Finalmente, la concentración de la actividad humana en los sitios con menor altitud, con mejores condiciones climáticas, suelos más profundos, planos y con mayor fertilidad podrían generar un patrón no aleatorio de distribución de las variables de fragmentación, degradación e invasión de especies (Lindenmeyer & Fischer 2006). En algunos países los sitios bajos donde se ubican los bosques más productivos, han sido intensamente utilizados para la agricultura, producción de madera y desarrollo residencial quedando algunos fragmentos de bosques degradados. En cambio, en sectores ubicados a mayores altitudes, con condiciones topográficas más extremas, mayores pendientes, suelos más rocosos y

delgados, generalmente se mantienen grandes extensiones con baja actividad antrópica (Scott *et al.* 2001; Nilsson & Götmark 1992).

En Chile la introducción de especies comienza con la llegada de los colonos europeos existiendo hoy alrededor de 654 plantas alóctonas (Marticorena & Rodríguez 1995). A pesar de la larga historia de introducción de especies las investigaciones sobre las dinámicas de invasión son recientes (Becerra 2006). Las condiciones de aislamiento que generan importante endemismo en la flora de Chile hace especialmente interesante el estudio de los procesos de invasión de especies en el área (Arroyo *et al.* 2000). Existe una concentración de especies alóctonas en las regiones centrales del país (V a X), lo que coincide con el área de mayor establecimiento humano (Castro *et al.* 2005; Armesto *et al.* 1998). Existen estudios específicos de invasión en varias regiones del país. En la región del Maule, Bustamante *et al.* (2003) estudiaron el patrón de invasión de *Pinus radiata* en los fragmentos remanentes del bosque Maulino. Además, se han estudiado diversos patrones y procesos ecológicos resultantes de la fragmentación de estos bosques (e.g. Bustamante *et al.* 2005; Grez 2005; Acosta & Simonetti 2005). En la región de la Araucanía, se desarrolló un estudio sobre la invasión de especies y su patrón de distribución en un gradiente altitudinal en los bordes de caminos que penetran dentro de las áreas protegidas del estado (Pauchard & Alaback 2004). Sin embargo, no se han realizado estudios que integren las variables de fragmentación, degradación e invasión de especies.

Por otro lado, en el sur de Chile existe una importante asociación entre concentración de actividad antrópica y el nivel de acceso a bosques. En el caso del Bosque Maulino, región del Maule, éste está representado por pequeños fragmentos (< 50 ha) ubicados en quebradas que se han mantenido debido al difícil acceso para las actividades silvoagropecuarias (Estades 2006). En la precordillera de la IX región existe una mayor concentración de las actividades humanas en las zonas bajas (Pauchard & Alaback 2004).

Uno de los tipos de bosque más fragmentado y degradado en Chile es el bosque caducifolio distribuido en el valle central y sectores precordilleranos andinos y costeros de la VIII, IX y parte norte de la X región (Gajardo 1993). Sin embargo, no se ha estudiado el patrón de invasión de plantas alóctonas y su relación con el nivel de fragmentación, degradación y altitud. Esta tesis tiene por objetivo describir el patrón de variación de la riqueza de especies nativas y alóctonas en un gradiente de tamaño, degradación interna y

altitudinal de fragmentos de bosque nativo caducifolio del Llano y caducifolio Mixto de la precordillera andina de la IX región de Chile.

AREA DE ESTUDIO

Este estudio se llevó a cabo en 12 fragmentos, cada uno correspondiente a un predio privado, ubicados en la IX Región de la Araucanía, específicamente en la provincia de Cautín comunas de Pucón y Curarrehue (39° S y 72° O). Los fragmentos están distribuidos entre los 300 y 800 m.s.n.m. Los suelos en las zonas bajas son adisoles o trumaos profundos con buena capacidad de retención de agua y drenaje, mientras que en las partes altas están escasamente desarrollados (Frank & Finckh 1997).

El área presenta un clima templado cálido con estación seca corta, menor a 4 meses, con una precipitación media anual de alrededor de 2000 mm concentrada en los meses de invierno (Dir. Meteorológica 2008). Considerando la estación meteorológica de Temuco, el mes más cálido correspondiente a enero alcanza temperaturas máximas de 25,3°C y mínimas de 10,4°C. El mes más frío correspondiente a julio presenta temperaturas máximas de 12,1°C y mínimas de 4,2°C (Hajek & Di Castri 1975).

La vegetación de la zona de estudio corresponde a la región del Bosque Caducifolio según Gajardo (1993). Se caracteriza por la dominancia de especies del género *Nothofagus* con hojas caducas. En las zonas bajas y valles se desarrolla la Sub-región del Bosque Caducifolio del llano, a través de la formación del Bosque Caducifolio del sur, representada por especies como Raulí (*Nothofagus alpina* (P.et E.) Oerst.), Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.), Lingue (*Persea lingue* (R. et P.) Nees ex Kopp), Olivillo (*Aextoxicon punctatum* R.et P.) y Laurel (*Laurelia sempervirens* (R. et P.) Tul.) (Gajardo, 1993). Luego, en altitudes medias, se presenta la Sub-región del Bosque Caducifolio Andino, a través de la formación del Bosque Caducifolio Mixto, representada por especies como Coigüe (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.), Raulí, Tapa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde.) y Mañío hembra (*Saxe-gothea conspicua* Lindl.). La matriz que rodea a los fragmentos de ambas formaciones vegetacionales corresponde a praderas con fines ganaderos, cultivos, plantaciones forestales y matorrales de origen antrópico.

METODOLOGÍA

Durante el verano de 2008, se muestreo cada fragmento obteniendo información sobre composición florística y elementos antrópicos (Figura 1). Los tamaños de fragmentos se obtuvieron desde fotografías aéreas del SAF del año 2007 en el software Arcview 3.2. Las altitudes fueron obtenidas a través de punto GPS tomados en terreno.

En cada fragmento se realizaron 2 transectos de 140 m de largo en cada uno de los cuales se dispusieron 8 parcelas de 5x5 m distribuidas cada 15 m. En cada parcela se registró la composición de plantas vasculares (excluyendo especies epífitas). El tamaño y número de parcelas se determinó en base la curva de saturación de especies obtenida por otro trabajo desarrollado en los mismos fragmentos de estudios (Gálvez 2006). Para cada especie observada se registró el origen y forma de vida utilizando la nomenclatura propuesta por Marticorena & Quezada (1985), Marticorena & Rodríguez (1995) y Matthei (1995). Además, en cada parcela de 5 x 5 se contabilizaron los tocones producto de madereo y número de fecas de animal doméstico que estuviesen presentes. Luego, a través de observaciones se registró la presencia de signos de incendios recientes. El número de tocones, de fecas y presencia de incendio se estandarizaron entre 0 y 1 y se construyó un índice de degradación interna con la suma de los valores de estas tres variables. Los valores del índice pueden variar entre 0 y 3, donde 0 indica ausencia de degradación y 3 máxima degradación respecto a las variables evaluadas.

Se obtuvo un valor global de número de especies nativas y alóctonas conjugando el total de especies distintas observadas entre todas las parcelas y transectos por fragmento. Así mismo, se obtuvo un solo valor del índice de degradación por fragmento empleando los registros de tocones, fecas e incendio total entre ambos transectos.

Tal como se esperaba, según las hipótesis propuestas anteriormente, las variables independientes en los análisis (tamaño de fragmento, degradación y altitud) estuvieron correlacionadas (ver resultados), por ello se realizaron regresiones simples entre éstas y las variables dependientes de interés (riqueza de especies nativas y alóctonas). Los análisis estadísticos fueron realizados a través de Modelos Lineales Generalizados (GLM) utilizando el software Statistica 6.0. En los análisis en que se incluyó la variable de tamaño

de fragmento, fue necesario excluir uno de los fragmentos por presentar un tamaño excesivamente mayor al resto, lo cual alteraba en forma importante los resultados estadísticos.

RESULTADOS

Composición Florística

La Composición florística total encontrada en el área de estudio corresponde a 110 especies, 95 géneros y 64 familias de plantas vasculares (Apéndice 1). Un 32,7% (36 sp) corresponden a especies herbáceas, 28% (31 sp) árboles, 18% (20 sp) arbustos, 11% (12 sp) trepadoras, 8% (9 sp) helechos y 1% (2 sp) parásitas.

Del total de especies identificadas, 16% (18 sp) corresponden a especies alóctonas y 82% (92 sp) a especies nativas. Las familias más representadas por especies alóctonas son: Poaceae (5 sp), Asteraceae (4 sp), Rosaceae (3 sp) y Fabaceae (3 sp). Un 72% (13 sp) de las especies alóctonas corresponden a herbáceas, 17% (3 sp) a arbustos y 11% (2 sp) a árboles.

Relación Altitud, Tamaño de fragmento y Degradación interna

Las altitudes de los diferentes fragmentos estudiados se distribuyen en un rango que va desde los 313 m.s.n.m hasta 859 m.s.n.m (Tabla 1). Los tamaños de los fragmentos se distribuyen en un rango que va desde las 12,03 há hasta las 29.642 há (Tabla 1). Todos los fragmentos presentaron un índice de degradación mayor a 0. El índice menor obtenido fue de 0,571 y el mayor valor obtenido fue de 1,753, es decir con una degradación tres veces mayor al fragmento con menor degradación.

Se encontraron relaciones significativas entre altitud, tamaño de fragmento y degradación (Tabla 2). El tamaño de los fragmentos presentó una relación positiva con respecto a la altitud (Figura 2), es decir, los fragmentos grandes están ubicados preferentemente en altitudes mayores que los fragmentos chicos. Por el contrario, la degradación interna se relacionó negativamente con la altitud (Figura 3). A mayores altitudes se presentan menores niveles de degradación. Igualmente, encontramos una relación negativa entre tamaño de fragmento y la degradación interna (Figura 4), disminuyendo los niveles de degradación al aumentar los tamaños de los fragmentos.

Patrones de Variación de la Riqueza de Especies

La riqueza de especies varió entre 30 especies en el fragmento con menor riqueza y 57 especies en el de mayor riqueza. Si contabilizamos solo las especies nativas, el rango de

especies encontradas varía entre 27 y 48 especies. El rango de la riqueza de especies alóctonas va desde sitios sin presencia de especies hasta un máximo de 12 especies.

Tanto la riqueza total de especies como la riqueza de especies nativas no se relacionaron significativamente con la altitud (Tabla 2, Figura 5). Sin embargo, la riqueza de especies alóctonas presentó una relación negativa significativa con respecto a la altitud (Tabla 2), disminuyendo el número de especies alóctonas a mayor altitud (Figura 6).

La riqueza de especies total y de especies alóctonas no se relacionó significativamente con el tamaño de fragmento (Tabla 2, Figura 7 y 8). En cambio, la riqueza de especies nativas presentó una relación positiva marginalmente significativa (Tabla 2) con el tamaño de fragmento (Figura 7).

No se encontraron relaciones significativas entre la riqueza total de especies y riqueza de especies nativas con el nivel de degradación (Tabla 2; Figura 9). En cambio, la riqueza de especies alóctonas presentó una relación significativamente positiva con el índice de degradación (Tabla 2), aumentando el número de especies alóctonas en fragmentos más degradados (Figura 10).

Finalmente, la riqueza de especies alóctonas no se relacionó significativamente con la riqueza de especies nativas (Tabla 2, Figura 11).

DISCUSIÓN

Composición florística

En los bosque templados las especies alóctonas que logran establecerse son principalmente de las familias Poaceae y Asteraceae (Baker 1974). Además, muchos estudios concuerdan que la gran mayoría de las especies invasoras en el mundo son herbáceas (Hobbs 2001; Baker 1974), coincidiendo con los resultados obtenidos en esta tesis. Además, las especies alóctonas encontradas en éste estudio son un subconjunto de las especies descritas por Pauchard & Alaback (2004) en un estudio de especies alóctonas en los caminos rurales de la misma área geográfica. Esto concuerda con que las especies encontradas en la matriz y en las zonas aledañas a los fragmentos son el pool de especies que potencialmente pueden establecerse en el interior de los fragmentos (Lockwood *et al.* 2001; Bruno *et al.* 2004). Por otra parte, Arroyo *et al.* (2000) plantean que un 71% de las especies alóctonas en la zona central de Chile son originales de los sistemas agrícolas de Eurasia. Pauchard & Alaback (2004) encontraron en la misma área de estudio de la zona sur que un 85% de las especies son originalmente de ese continente. En este estudio se encontró que un 100% de las especies alóctonas provienen de Eurasia. Esto podría suponer que las especies provenientes de Eurasia presenten más facilidades de dispersión y establecimiento que otras provenientes de otras partes del mundo.

Relación entre Altitud, Tamaño de fragmento y Degradación interna

Los resultados indican que todos los fragmentos, independiente del tamaño, están susceptibles a recibir perturbaciones antrópicas que generen degradación del hábitat, en este caso, tala selectiva, ingreso de ganado doméstico e incendios. Así en el paisaje existe tanto una fragmentación de los bosques como una degradación interna de éstos (Lindenmayer & Fischer 2006). Sin embargo, el nivel de degradación no es igual entre fragmentos, si no que depende del tamaño de éstos, de tal manera que el nivel de degradación en fragmentos chicos es mayor que en grandes. Esto coincide con lo planteado por Cochrane (2001) quien encontró una mayor incidencia de eventos de incendio en fragmentos pequeños. También ha sido observado que fragmentos pequeños presentan mayor incidencia de pastoreo del

ganado doméstico (Hobbs 2001). En otros bosques templados de Chile también se ha observado que fragmentos pequeños presentan mayor incidencia del ganado doméstico, eventos de incendios y tala selectiva (Jaña *et al* 2006). Por otro lado, tanto la productividad de los suelos, como las pendientes y las distintas condiciones climáticas varían en un gradiente altitudinal (Scott *et al.* 2001; Nilsson & Götmark 1992). Éste gradiente puede modular la distribución de los procesos de perturbación humana ya que éstas se concentran en los suelos más productivos, planos y profundos y en sitios con buenas condiciones climáticas (Lindenmeyer & Fischer 2006). Los resultados nos muestran que tanto la fragmentación como la degradación interna presentan una relación con respecto al nivel altitudinal. Como se esperaba, se encontró una relación positiva entre el tamaño de los fragmentos y la altitud. Similarmente, el índice de degradación fue disminuyendo a mayores niveles altitudinales. Esto confirma una disminución general de los procesos de perturbación antrópica al ir aumentando la altitud. Las relaciones entre altitud, fragmentación y degradación sugieren que los procesos de perturbación antrópica están espacialmente relacionados.

Patrones de Variación de la Riqueza de Especies

El efecto de la fragmentación sobre la riqueza de especies puede ser muy variada (Fahrig 2003), existiendo especies que se ven afectadas negativamente mientras que otras positivamente (Saunders *et al.* 1991; Bustamante & Grez 2004; Lindenmeyer & Fischer 2006). Algunos estudios plantean (e.g. Brothers & Spingarn 1992) que la fragmentación produce un aumento de especies alóctonas y una disminución de las especies nativas, sin embargo, este patrón se manifiesta en los bordes de los fragmentos, manteniéndose las composiciones internas del fragmento. Los resultados obtenidos sugieren que no existe una relación entre la riqueza de especies nativas, alóctonas y fragmentación.

En cambio la degradación interna de los bosques y su consecuente pérdida de hábitat generan un efecto negativo sobre la diversidad (Fahrig 2003). Sin embargo, no se encontraron relaciones entre la riqueza de especies nativas y el nivel de degradación. Es importante considerar, que la forma de vida predominante en los sitios estudiados son árboles y que la degradación puede ser más intensa en las estratas arbustivas y herbáceas (e.g. pastoreo y eventos de incendio de baja intensidad). Por lo tanto, podríamos esperar

que una degradación mantenida manifieste a largo plazo una disminución significativa de la riqueza de especies arbóreas debido a efectos negativos sobre la regeneración. Por el contrario, la riqueza de especies alóctonas se vio relacionada positivamente con el índice de degradación, es decir, fragmentos más degradados poseen mayor riqueza de especies alóctonas. Esto ha sido anteriormente documentado (Hobbs 2001, Brothers & Spingarn 1992; Teo *et al.* 2003; Baker 1974; Sax & Brown 2000; D'Antonio 1993), lo cual sugiere que las especies alóctonas poseen una respuesta más rápida que las nativas a las perturbaciones antrópicas (e.g. Hobbs 2001; Burns 2004).

El gradiente altitudinal implica intrínsecamente un gradiente de condiciones climáticas que podría afectar el patrón de distribución de especies nativas o alóctonas (Wilson *et al.* 1992). Los resultados obtenidos sugieren que el rango de altitud estudiado (300 a 800 m de altitud) no logra influir en la riqueza de especies nativas. La riqueza de especies alóctonas, en cambio, presentó una disminución hacia mayores altitudes. Paurchard & Alaback (2004) plantean que el gradiente altitudinal representa indirectamente el patrón de distribución del uso de la tierra asociado directamente a los diferentes niveles de degradación producto de la actividad humana. En nuestro caso también observamos una disminución de la fragmentación y degradación en mayores altitudes. Por ende, la relación negativa observada entre riqueza de especies alóctonas y altitud podría deberse tanto efectos antrópicos como a efectos abióticos generados por el incremento altitudinal. No es posible en base a nuestros resultados discriminar entre ambos tipos de factores. Sin embargo, podemos predecir que ambos factores podrían influir en el establecimiento del gradiente altitudinal de riqueza de especies alóctonas, lo cual debiera demostrarse a través de estudios experimentales manipulativos.

Finalmente, los resultados obtenidos muestran que la riqueza de especies nativas y alóctonas no se relacionaron significativamente, coincidiendo con otros estudios desarrollados a escala local (Bruno *et al.* 2004; Chown *et al.* 2005). Esto podría deberse a las diferentes respuestas de ambos tipos de especies a la fragmentación, degradación y altitud.

Implicancias para la conservación

Nuestros resultados indican que existe una relación variable entre la riqueza de especies nativas y la riqueza de especies alóctonas. Sin embargo, esto no implica que algunas especies nativas y alóctonas no estén interactuando. Por ello, se hace necesario realizar estudios que permitan identificar el efecto directo de la invasión sobre algunas especies nativas, en particular, aquellas que estén en estado más vulnerables de conservación.

Por otra parte, la fuerte asociación entre los procesos de degradación y la altitud, generan un patrón de invasión de especies en el cual las zonas más bajas presentan mayor incidencia de este proceso. Además, la gran mayoría de áreas protegidas por el estado se encuentran en sitios sobre los 600 m.s.n.m, dejando sin protección remanentes de éstas zonas (Armesto *et al.*1998). De ésta manera, las formaciones de bosques ubicadas en menores altitudes están más vulnerables a la pérdida de biodiversidad. En el caso estudiado, la formación del Bosque caducifolio del sur ubicado en las zonas bajas del área de estudio, presenta menores tamaños de superficie, mayores valores de degradación y de invasión de especies, siendo representa sólo un 2,8% de su superficie total dentro del sistema SNASPE (CONAF 2008). La formación de bosque caducifolio mixto, se encuentra en altitudes más elevadas y presenta un 16,9% de su superficie total dentro del sistema SNASPE (CONAF 2008). Es importante concentrar los esfuerzos de conservación en las formaciones de bosques que están siendo más afectadas por los procesos de pérdida de biodiversidad.

CONCLUSIONES

Los procesos que determinan la invasión de especies alóctonas pueden ser muchos y están fuertemente asociados. Además, las distintas respuestas de la invasión dependen de la escala de observación y del tiempo en que se evalúen los procesos.

Las condiciones del medio nos permiten predecir la vulnerabilidad de un ecosistema a la invasión de especies. Las condiciones climáticas, la disponibilidad de recursos, la diversidad de especies, la heterogeneidad de hábitat, los elementos geográficos y los regímenes de perturbaciones son determinantes de la invasión. Estas variables están fuertemente asociadas en el paisaje por lo que es muy difícil aislar sus efectos.

La fragmentación de los bosques, al contrario de muchos otros estudios, parece no tener un efecto importante en la invasión de especies alóctonas en esta zona de Chile. La degradación interna de los fragmentos es, sin duda, la principal variable que hace susceptible a un ecosistema a la invasión. La actividad humana en la matriz es el punto de partida al determinar el pool de especies alóctonas que pueden invadir el interior de los bosques. Luego, las actividades al interior del bosque como madereo, incendios o pastoreo del ganado son facilitadores del proceso de invasión permitiendo que las especies de la matriz entren y se desarrollen en el bosque.

Las condiciones climáticas que representa el gradiente altitudinal estudiado (300-800 m.s.n.m) no parecen afectar a la riqueza de especies nativas, pero sí a la riqueza de alóctonas.

En escala local la invasión de especies no se relaciona con la diversidad de especies nativas, por lo que ésta última no es un buen predictor de la invasibilidad de un ecosistema, al menos en esta área de estudios.

Las formaciones vegetacionales estudiadas presentan problemas de conservación y están escasamente representadas en el SNASPE. Por lo tanto, la conservación de los fragmentos externos al SNASPE, tal como los estudiados en esta tesis, son relevantes para la conservación de estos ecosistemas.

REVISIÓN BIBLIOGRAFICA

- Acosta, G.; Simonetti, J. 2005. Conservación de la güiña (*Oncifelis guigna*) en bosques fragmentados de la Cordillera de la Costa de Chile central. En: Smith-Ramírez, C; Armesto, J & Valdovinos, C (eds) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Universitaria, Santiago. pp. 573-577.
- Armesto, J., R. Rozzi, C. Smith-Ramirez, M.T.K Arroyo. 1998. Conservation Targets in South American Temperate Forests. *Science* 282(5392):1271-1272.
- Arroyo M.T.K, C. Marticorena, O. Matthei, & L.A Cavieres. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. En: Mooney HA & RJ Hobbs (eds) Invasive species in a changing world: 385-421. Island Press, Covelo, California, USA.
- Bustamante, R. & A. Grez. 2004. Fragmentación del Bosque Nativo: ¿en qué estamos?. *Ambiente y Desarrollo* 20(1): 89-91.
- Bustamante, R., J. Simonetti, A. Grez & J. San Martín. 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. Universitaria, Santiago. 555-564.
- Bustamante, R.O., I.A.Serey & S.T.A. Picket. 2003. Forest Fragmentation, Plant Regeneration and Invasion Processes Across Edges in Central Chile. En Bradshaw, G.A. & P.A. Marquet (eds) How Landscape Change: Human disturbance and Ecosystem Fragmentation in the Americas. Springer. 145-158.
- Castro, S.A, J.A. Figueroa, M. Muñoz-Schick & F.M. Jaksic. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity and Distributions* 11: 183–191.
- Chown, S.L, B. Hull & K.J. Gaston. 2005. Human impacts, energy availability and invasion across Southern Ocean Islands. *Global Ecology and Biogeography* 14: 521–528.
- Cochrane, M. 2001. Synergisms interactions between Habitat Fragmentation and Fire Evergreen Tropical Forest. *Conservation Biology* 15(6): 1515-1521.
- Daehler, C.C. 1998. The Taxonomic Distribution of Invasive Angiosperm Plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation* 84: 167-180.
- D'Antonio C.M. 1993. Mechanisms Controlling Invasion of Coastal Plant Communities by the Alien Succulent *Carpobrotus Edulis*. *Ecology* 74: 83-95.

- Davies, K.F., P. Chesson, S. Harrison, B.D. Inouye, B.A. Melbourne & K.J. Rice. 2005. Spatial Heterogeneity Explains the Scale Dependence of the Native–Exotic Diversity Relationship. *Ecology* 86(6): 1602–1610.
- Estades, C. 2006. Comunidades de aves en un mosaico de bosques naturales y artificiales de la región del Maule. En: Grez, A., J. Simonetti & R.O. Bustamante (eds) *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile. Patrones y procesos a diferentes escalas*. Universitaria, Santiago.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Forman, R. & M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. WILEY. 83-120.
- Frank, D., & M. Finckh. 1997. Impactos de las plantaciones de pino oregón sobre la vegetación y el suelo en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 191–211.
- Gajardo, R. 1993. *La Vegetación Natural de Chile: Clasificación y Distribución Geográfica*. Universitaria.
- Gálvez, N. 2006. Results Report July-August 2006. Darwin Initiative Project: "Capacity Building for the Conservation of Temperate Rainforest Biodiversity in Southern Chile" DEFRA, U.K (ref:15-06). Pucón, Chile.
- 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; J.J. Armesto & C. Valdovinos (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Universitaria, Santiago. 565-572.
- Hajek, ER. & F. Castri di. 1975. *Bioclimatografía de Chile: Manual de Consulta*. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Hobbs, R. 2001. Synergisms among Habitat Fragmentation, Livestock Grazing, and Biotic Invasions in Southwestern Australia. *Conservation Biology* 15 (6): 1522-1528.
- Huston, M.A. 1999. Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals. *Oikos* 86(3): 393-401.
- Jaña, R., Celiz, J.L., Gutiérrez, A., Cornelius, C., Armesto, J. 2006. Diversidad en Bosques Fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales?. En: Grez, A., J. Simonetti & R.O. Bustamante (eds). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile. Patrones y procesos a diferentes escalas*. Universitaria.
- Lindenmayer, D. & J. Fischer. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change*. ISLAND.
- Lockwood, J.L., D. Simberloff, M.L. McKinney & B. Von Holle. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? *Biological Invasions* 3: 1-8.

- Martcorena, C. & M. Quezada. 1985. Catálogo de la flora vascular de Chile, Universidad de Concepción. *Gayana Botánica* 42 (1): 1-155.
- Martcorena, C., & R. Rodríguez. 1995. Flora de Chile. Editorial Universidad de Concepción.
- Matthei, O. 1995. Manual de las malezas que crecen en Chile. Editorial Universidad de Concepción.
- Nilsson, C. & F. Götmark. 1992. Protected Area in Sweden: Is Natural Variety Adequately Represented? *Conservation Biology* 6(2): 232-242.
- Pauchard, A. & P.B. Alaback. 2004. Influence of Elevation, Land Use, and Landscape Context on Patterns of Alien Plant Invasions along Roadsides in Protected Areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18(1): 238-248.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press.
- Primack, R., R. Rozzi, F. Massardo & P. Feinsinger. 2001. Destrucción y Degradación de Hábitat. En: Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas latinoamericanas*. México, FCE. 183-212.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger & F. Massardo. 2001. Especies exóticas, Enfermedades y Sobreexplotación. En: Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas latinoamericanas*. México, FCE. 225-236 .
- Rambuda, T.D. & S.D. Johnson. 2004. Breeding systems of invasive alien plants in South Africa: does Baker's rule apply? *Diversity and Distributions* 10: 409-416.
- Richardson, D.M., P. Pysek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta & C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concept and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Sakai, A.K., F.W. Allendorf, J.S. Holt, D.M. Lodge, J. Molofsky, K.A. With, S. Baughman, R.J. Cabin, J.E. Cohen, N.C. Ellstrand, D.E. McCauley, P. O'Neil, I.M. Parker, J.N. Thompson & S.G. Weller. 2001. The Population Biology of Invasive Species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305-332.
- Saunders, D., R. Hobbs & C. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5(1): 18-30.
- Sax, D.F. & J.H. Brown. 2000. The Paradox of Invasion. *Global Ecology and Biogeography* 9: 363-371.
- Scott, M., F. Davis, R. McGhie, G. Wright, C. Groves & J. Estes. 2001. Nature Reserves: Do They Capture The Full Range of America's Biological Diversity? *Ecology Applications* 11(4): 999-1007.

Teo, D.H.L., H.T.W. Tan, R.T. Corlett, C.M. Wong & Shawn K. Y. 2003. Continental rain forest fragments in Singapore resist invasion by exotic plants. *Journal of Biogeography* 30: 305–310.

Vázquez, D. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4: 175-191.

Wilcove, S., C. Mclellan & A. Dobson. 1986. Habitat Fragmentation in the Temperate Zone. En: Soulé, M. (eds) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, SINAUER. 237-256 .

Fuentes electrónicas:

CONAF (Corporación Nacional Forestal). Estadísticas: Recursos Forestales, sitio Web CONAF. URL: http://www.conaf.cl/?page=home/contents&seccion_id=77eb700ddcb37eb9d254c652cdbff617&unidad=0&. Consultada el 25/08/08.

DGAC (Dirección General de Aeronáutica Civil). Climas de Chile, sitio web “Dirección Meteorológica de Chile”. URL: <http://www.meteochile.cl/climas/climas.html>. Consultada el 25/06/08.

I. Tablas

Tabla 1. Datos de los sitios de estudio. Propiedades privadas de las comunas de Pucón y Curarrehue (39° LS y 72° LO).

Nombre Sitio		Altitud (m.s.n.m)	Superficie (há)
Kawelluco	(S1)	768	3242
Namuncaí	(S2)	752	29642
La Barda	(S3)	688	3253,89
Río Nevado	(S4)	698	728,52
Curarrehue	(S5)	859	598,03
Huelemolle	(S6)	775	805,4
De la Cerda	(S7)	640	21,28
Gutiérrez	(S8)	437	15,75
Margot	(S9)	370	12,03
Cesar	(S10)	313	14
Sabugal	(S11)	333	13,5
Truco	(S12)	391	12,95

Tabla 2. Resultados estadísticos (regresiones simples en GLM) entre altitud, tamaño de fragmento, degradación, riqueza de especies alóctonas y nativas entre los fragmentos estudiados.

Relación	N	P	Chi-square
Altitud/Tamaño	11	<0,0001	7253,328
Altitud/Degradación	12	0,0179	5,598
Tamaño/Degradación	11	0,0416	4,151
Altitud/Riqueza Total	12	0,7931	0,0688
Altitud/Riqueza Nativa	12	0,1274	2,323
Altitud/Riqueza Alóctonas	12	0,0293	4,75
Degradación/Riqueza Total	12	0,5178	0,4182
Degradación/Riqueza Nativa	12	0,4768	0,5061
Degradación/Riqueza Alóctonas	12	0,00087	6,881
Tamaño/Riqueza Total	11	0,3075	1,041
Tamaño/Riqueza Nativa	11	0,0673	3,346
Tamaño/Riqueza Alóctonas	11	0,34169	0,904
Riqueza Nativa/Riqueza Alóctonas	12	0,5854	0,297

II. Figuras

Leyenda:

Figura 1: Mapa del área de estudio.

Figura 2: Relación entre el tamaño de fragmento y la altitud.

Figura 3: Relación entre el índice de degradación interna y la altitud.

Figura 4: Relación entre el índice de degradación interna y el tamaño de fragmento.

Figura 5: Relación entre la riqueza de especies totales (RT) y nativas (RN) y la altitud.

Figura 6: Relación entre la riqueza de especies alóctonas y la altitud.

Figura 7: Relación entre la riqueza de especies totales (RT) y nativas (RN) y el tamaño de fragmento.

Figura 8: Relación entre la riqueza de especies alóctonas y el tamaño de fragmento.

Figura 9: Relación entre la riqueza de especies totales (RT) y nativas (RN) y el índice de degradación interna.

Figura 10: Relación entre la riqueza de especies alóctonas y el índice de degradación interna.

Figura 1

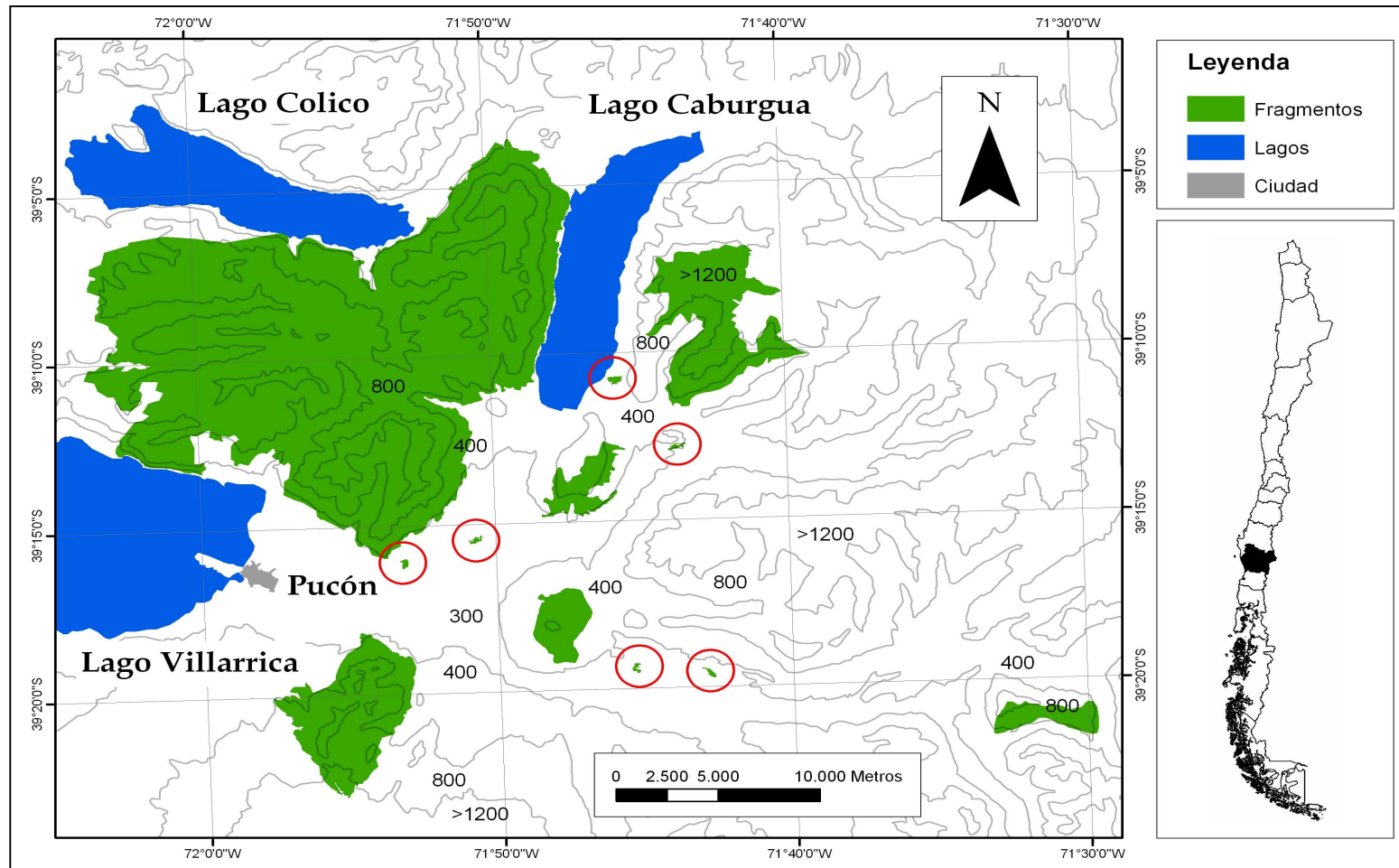


Figura 2

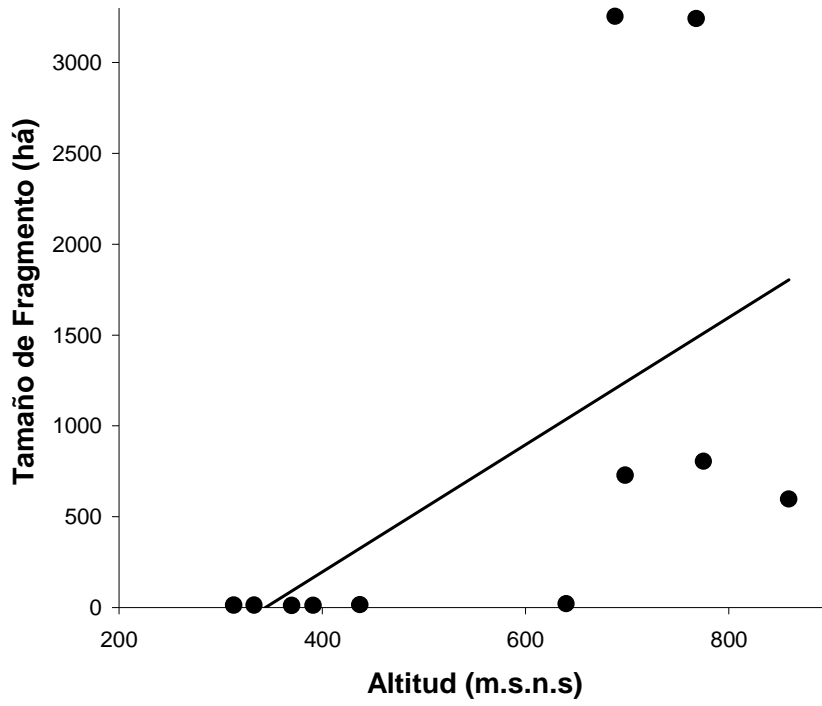


Figura 3

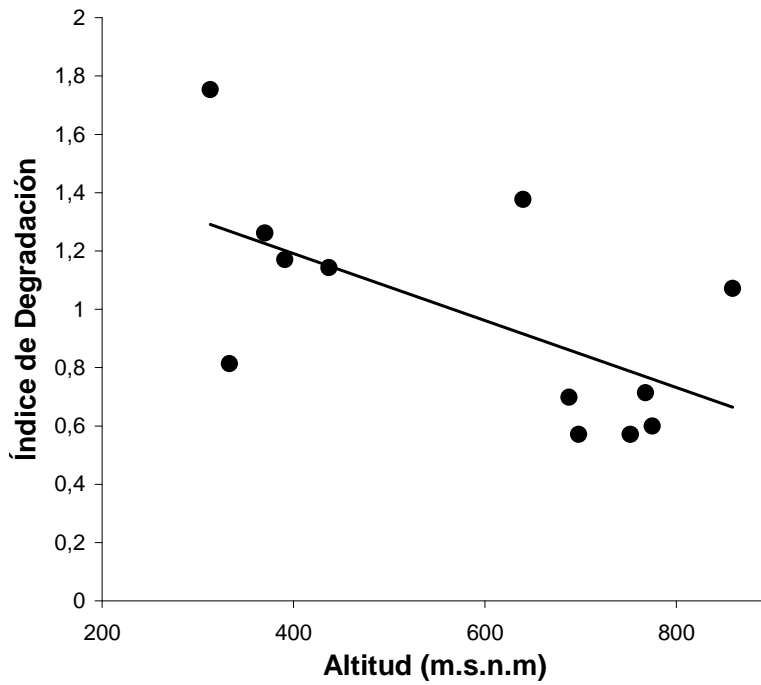


Figura 4

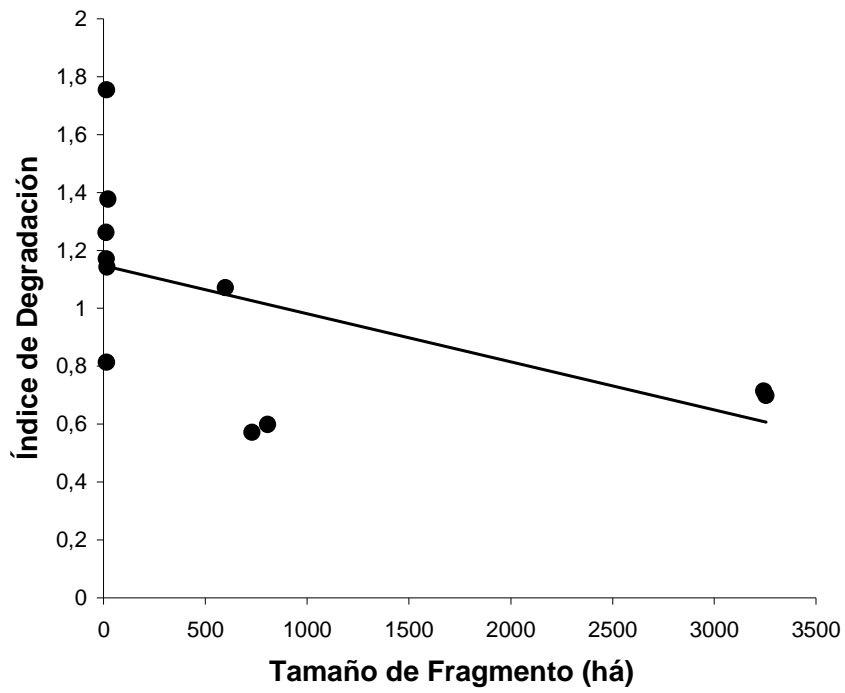


Figura 5

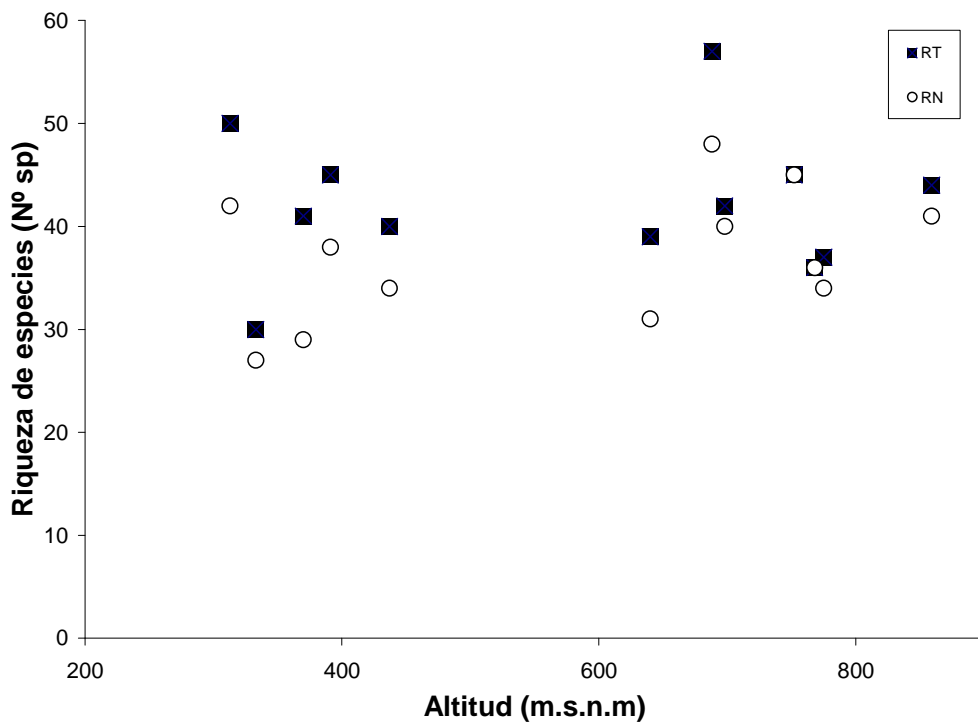


Figura 6

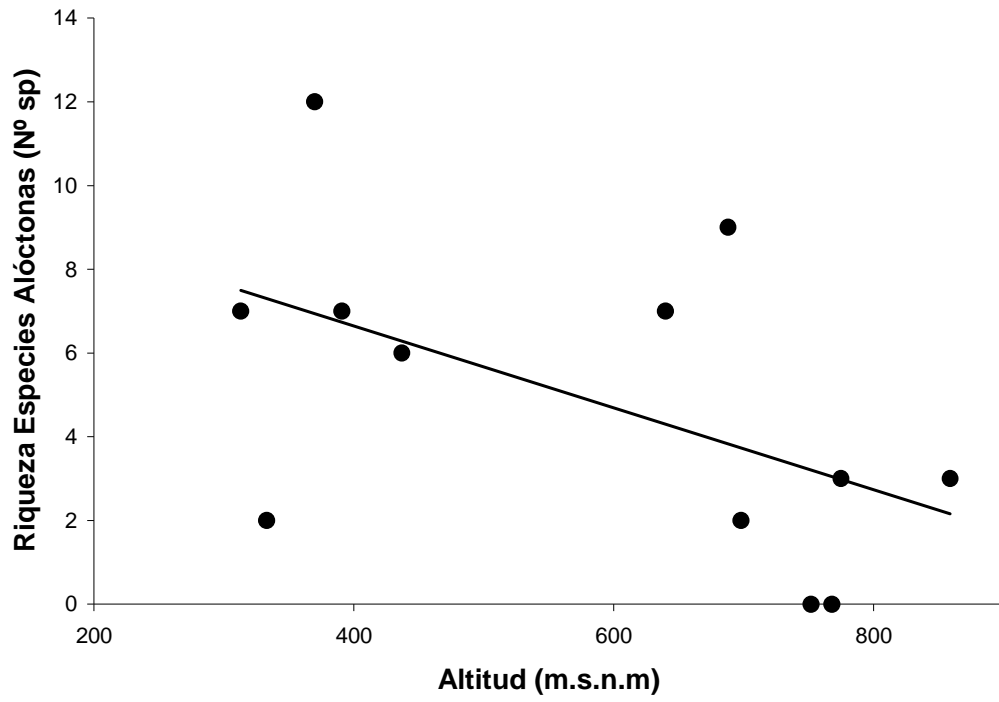


Figura 7

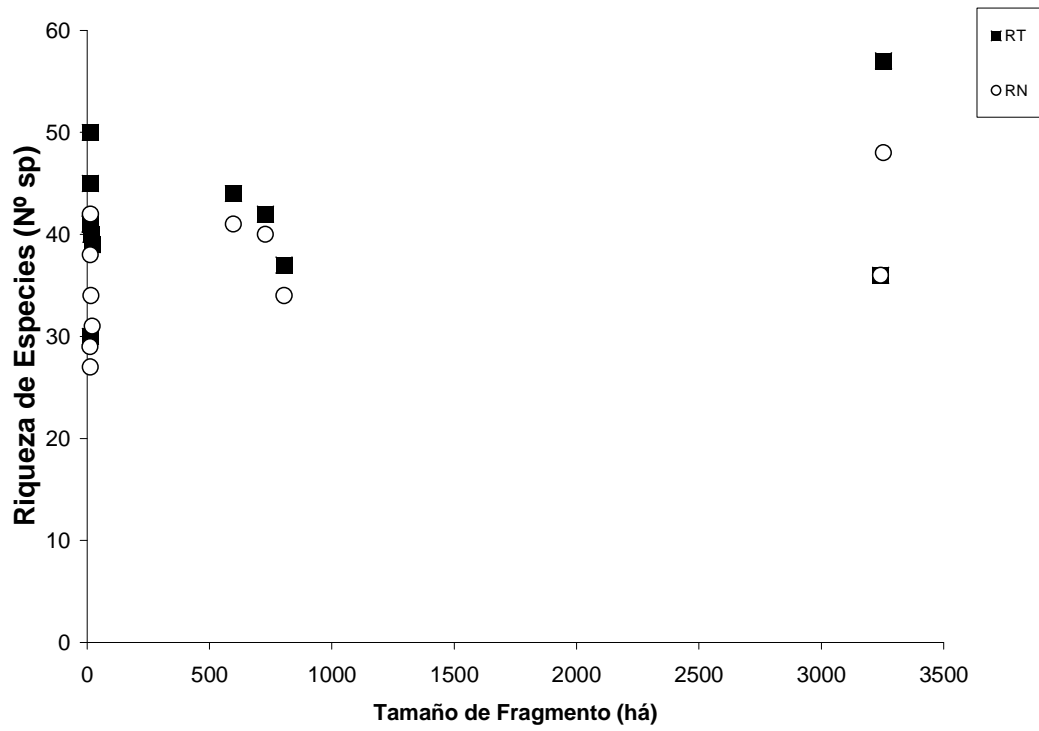


Figura 8

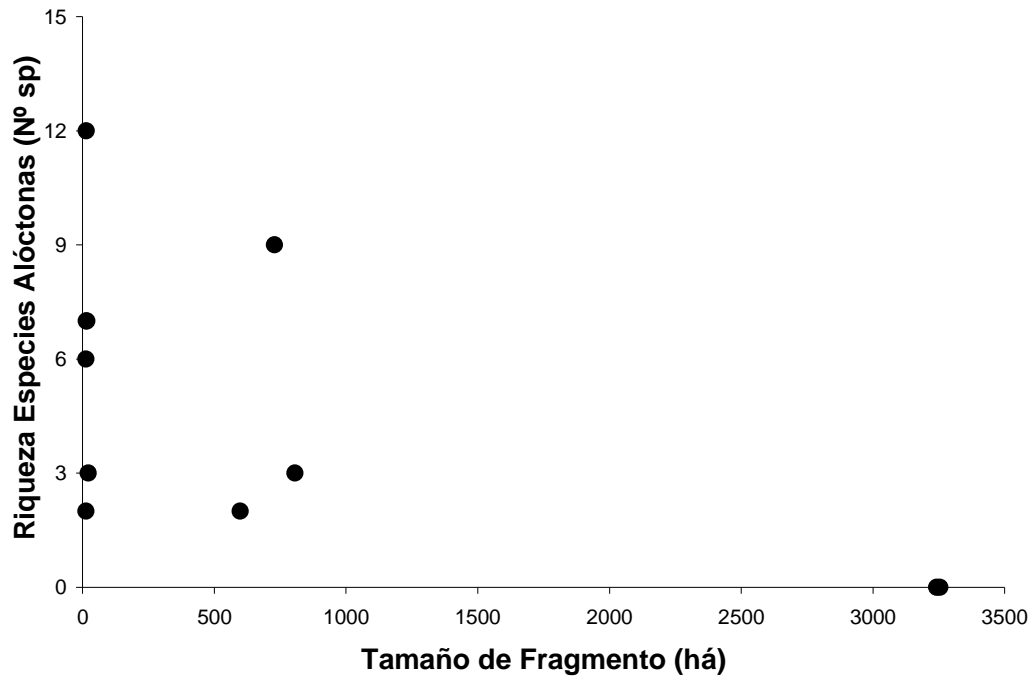


Figura 9

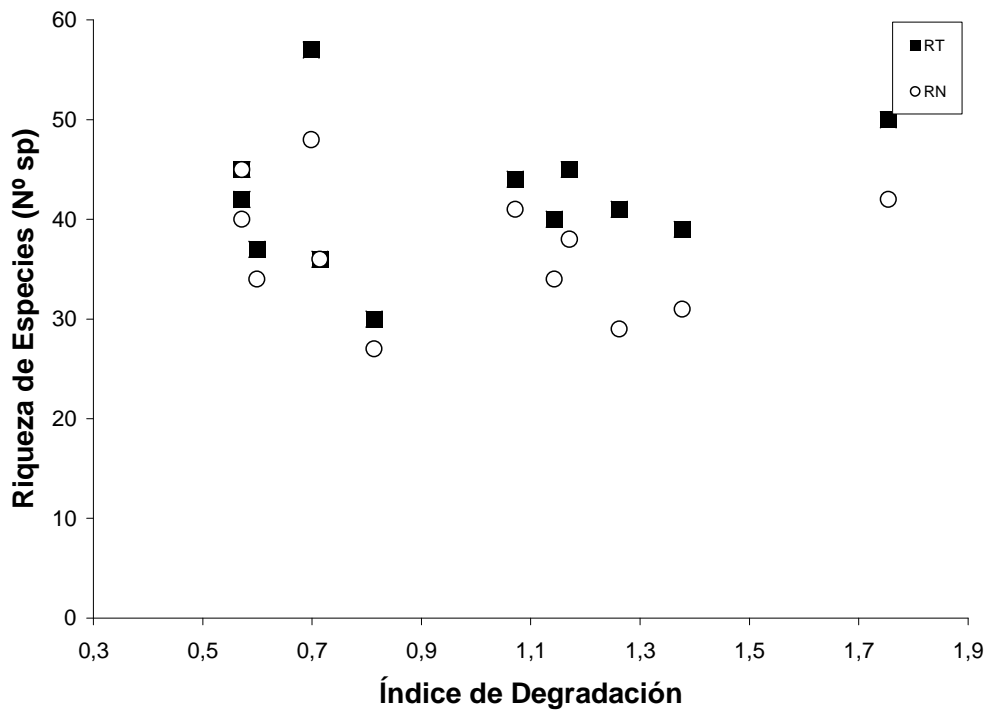


Figura 10

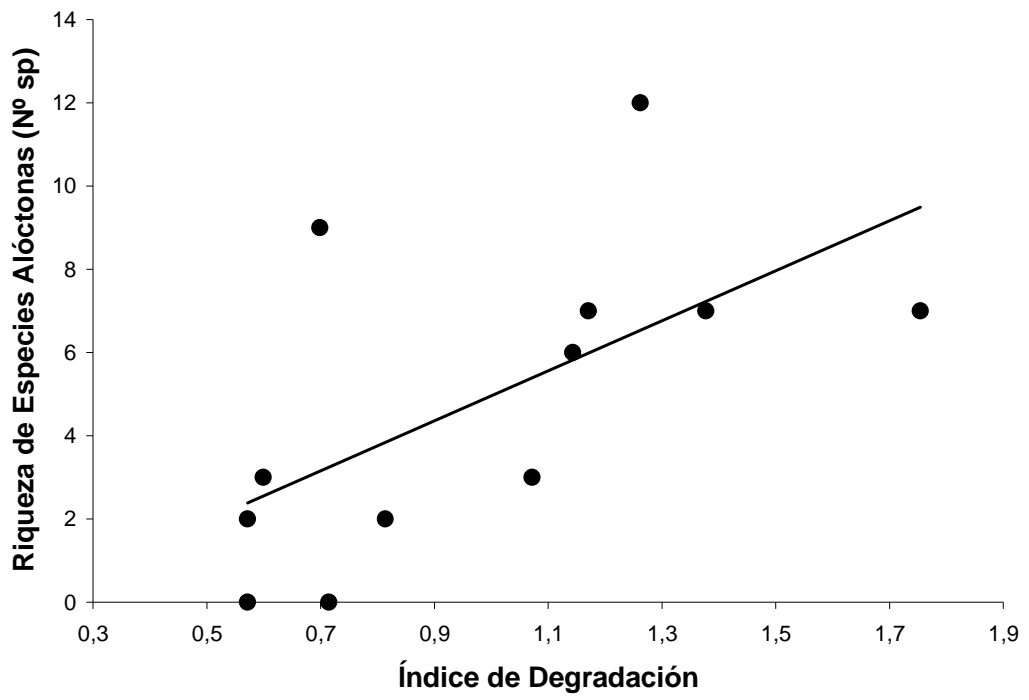
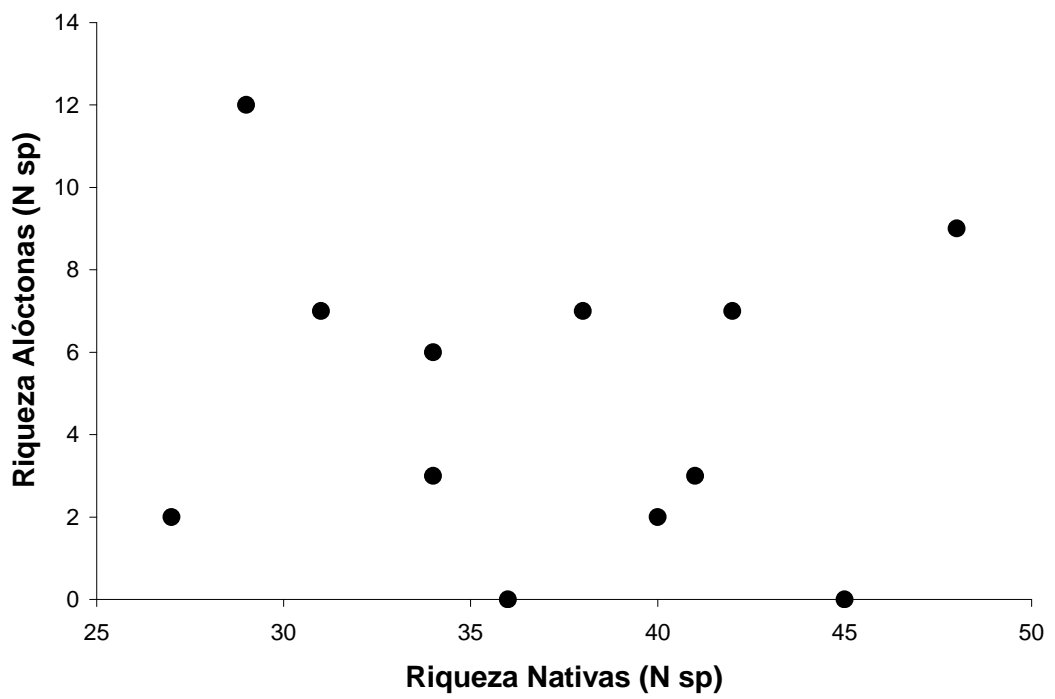


Figura 11



APENDICE

<i>Nombre científico</i>	Familia	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6	S 7	S 8	S 9	S 10	S 11	S 12
<i>Taraxacum officinale</i> Weber*	Asteraceae			X		X	X	X		X	X		
<i>Trifolium pratense</i> L.*	Fabaceae								X	X			
<i>Trifolium repens</i> L.*	Fabaceae									X			
<i>Tripteris corymbosus</i> (L.) Kuhn.	Loranthaceae												X
<i>Tropaeolum speciosum</i> P.et E.	Tropaeolaceae						X						
<i>Ugni molinae</i> Turcz.	Myrtaceae								X	X	X	X	X
<i>Uncinia erinacea</i> (Cav.) Pers.	Cyperaceae		X			X	X			X	X		X
<i>Urtica magellanica</i> Poir.	Urticaceae			X			X						
<i>Vicia</i> sp	Fabaceae						X						
<i>Viola reichei</i> Skottsbo.	Violaceae	X	X	X		X	X						
<i>Weinmannia trichosperma</i> Cav.	Cunoniaceae	X	X	X	X		X	X					
<i>Poaceae</i> *	Poaceae			X					X				

* Especies alóctonas

