

## Seminario de Título

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

# **EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE MAULINO COSTERO SOBRE LA GERMINACIÓN Y RECLUTAMIENTO DE *CRYPTOCARYA ALBA* (LAURACEAE)**

Pablo César Guerrero Martin

Dirigida por:  
Dr. Ramiro O. Bustamante  
Departamento de Ciencias Ecológicas  
Facultad de Ciencias  
Universidad de Chile

Santiago de Chile, 24 de Abril de 2003

UcH-FC  
B Ambiental  
6934  
C. 1

ESCUELA DE PREGRADO - FACULTAD DE CIENCIAS - UNIVERSIDAD DE CHILE



### INFORME DE APROBACION DE SEMINARIO DE TITULO DE PREGRADO

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

### PABLO CESAR GUERRERO MARTIN

Ha sido aprobado por la Comisión de Seminario de Título, como requisito parcial para optar al Título Profesional de Biólogo con Mención en Medio Ambiente, en el Examen Privado de defensa de Seminario de Título, rendido el día 24 de Abril 2003.

**Comisión Revisora**

Dr. Italo Serey

*I Serey*

Mag. Sandra Claros

*Sandra Claros*

Prof. Luis Faúndez

*Luis Faúndez*

**Director Seminario de Título**

Dr. Ramiro O. Bustamante

*Ramiro O. Bustamante*



# Efectos de la fragmentación del Bosque Maulino Costero sobre la germinación y reclutamiento de *Cryptocarya alba* (Lauraceae)

Pablo Guerrero Martin\*

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

*La germinación de semillas es un fenómeno altamente sensible a las condiciones abióticas. Pocos estudios dan cuenta del efecto del cambio en las condiciones abióticas inducidas por la fragmentación del bosque sobre el proceso de germinación de semillas y reclutamiento de plántulas. En esta memoria se evaluó la hipótesis de que la fragmentación del bosque Maulino Costero debiera reducir la probabilidad de germinación y reclutamiento de *Cryptocarya alba* en los fragmentos remanentes en relación al bosque continuo. Durante 8 meses se evaluó la germinación y reclutamiento en condiciones de bosque continuo, fragmentos de bosque nativo y matriz de *Pinus radiata*. Los resultados muestran que no hay diferencias significativas en la probabilidad de germinación entre el bosque continuo y fragmentos. La probabilidad de germinación en la matriz fue 4 veces menor respecto del resto de los hábitats. Las probabilidades de germinación en los fragmentos resultaron ser distintas entre sí. La germinación comenzó en el mes de agosto, registrándose un número mayor de plántulas en los fragmentos y matriz. En marzo el número de plántulas llegó a uno en el bosque continuo y matriz y a cero en los fragmentos. La falta de diferencias en la germinación se debe probablemente al aumento en la complejidad estructural del sotobosque existente en los fragmentos y probablemente que las plantas no sean sensibles a cambios pequeños del microclima, percibiendo el entorno de forma "grano fino". El reclutamiento debiera aumentar en años lluviosos, i.e. durante manifestaciones del fenómeno de "El Niño" Oscilación del Sur (ENOS). Los fragmentos deben ser conservados al igual que el bosque continuo puesto que poseen el mismo potencial en la regeneración de la vegetación nativa.*

**Palabras Claves:** Germinación, Reclutamiento, *Cryptocarya alba*, Fragmentación del bosque Maulino Costero.

*Seeds germination is highly sensitive to abiotics conditions. Few studies give account of the effects of abiotics changes induced by forest fragmentation on seeds germination and seedlings recruitment. In this thesis I evaluated the hypothesis that at the Coastal Maulino forest, fragmentation reduces the germination and recruitment of *Cryptocarya alba* in fragments in relation to the continuous forest. During 8 months, we evaluated seed germination and seedling recruitment at continuous forest, forest fragments and the matrix, composed by plantations of *Pinus radiata*. My results show that there are no differences in seed germination between continuous forest and fragments. Germination in forest fragments was significantly different. The germination probability in the matrix was 4 times smaller than the rest of habitats. The month with greater number of seedlings was October, the continuous forest and fragments presented the same amount of seedlings and significantly more than matrix. In March the number of seedlings reached to one in continuous forest and in matrix, and zero in fragments. I suggest that the lack of differences in germination between continuous forest and fragments is cause by the increase in the structural complexity in fragments and plants are not sensitive to little microclimatic changes perceiving the ambient like "fine grain". The recruitment should increase in rainy years, i.e. during "El Niño" Southern Oscillation (ENSO). Fragments should be conserved as the continuous forest because they possess the same potential in the regeneration of native vegetation.*

**Key words:** Seed Germination, Recruitment, *Cryptocarya alba*, Coastal Maulino forest fragmentation.

## Introducción

En los últimos siglos los bosques nativos del mundo entero han sido deforestados y fragmentados intensamente, transformando extensas áreas originalmente continuas en fragmentos discontinuos y aislados. Este proceso sistemático de gran escala espacial se ha transformado en uno de las mayores amenazas a la biodiversidad contenida en los bosques nativos (Turner, 1996; Noss & Csuti, 1997; Primack, 1998; Bustamante & Castor, 1998). La disminución de la biodiversidad por efectos de la fragmentación de los bosques nativos, se debe a varios fenómenos cuyo origen radica en alteraciones de factores bióticos como abióticos. Los cambios en los componentes bióticos que han sido mayormente descritos en la literatura son: reducción de la variabilidad genética (Young *et al.*, 2000), principalmente al reducirse los tamaños poblacionales y al aumento del grado de aislamiento entre poblaciones (Zuidema *et al.*, 1996); también ocurren cambios en las interacciones bióticas tales como polinización (Jennersten, 1988; Aizen & Feisinger, 1994), herbivoría (Didham *et al.*, 1996; Vega, 2001) y granivoría (Santos & Tellería, 1994; Díaz *et al.*, 1999; Donoso, 2000). Los cambios en factores abióticos, son consecuencia del aumento de los bordes (i.e. efecto borde *sensu* Murcia, 1995), produciendo cambios microclimáticos. (Yahner, 1988; Kapos, 1989; Murcia, 1995; Sizer & Tanner, 1999). El efecto borde se refiere al aumento de la influencia de la matriz sobre el fragmento (Murcia, 1995) generando gradientes ambientales: incrementos en la radiación lumínica hacia los bordes, disminución de la humedad del suelo e incrementos en la temperatura del suelo y del aire (Kapos, 1989). A medida que la fragmentación del

bosque avanza, los fragmentos se van haciendo más pequeños y la influencia del borde se hace más intensa (Zuidema, 1996). Estos cambios en las condiciones abióticas afectan específicamente los procesos de regeneración de las plantas, disminuyéndolos en el caso de las plantas sombra-tolerantes y aumentándolos en las plantas sombra-intolerantes (Chen & Franklin, 1992).

La germinación de semillas es una etapa crítica dentro del ciclo de vida de una planta y es un proceso fuertemente dependiente de las condiciones abióticas (Baskin & Bassin, 1998; Hopkins, 1999). La probabilidad de germinación de las semillas puede verse afectada por la fragmentación, al modificar las condiciones ambientales en que las plantas nativas pueden reclutar. Específicamente, los fenómenos que pueden afectar la germinación son consecuencia del efecto borde, el cual puede cambiar las condiciones del suelo alterando la humedad, temperatura y la cantidad y calidad de luz que llega (Saunders *et al.*, 1991).

Estudios sobre el efecto de la fragmentación de bosques nativos sobre la germinación de semillas y reclutamiento de plántulas son escasos. En bosques tropicales se ha demostrado una reducción significativa en la germinación de *Heliconia acuminata* (hierba) en fragmentos remanentes respecto del bosque continuo (Bruna, 1999; 2002). Adicionalmente, se han descrito reducciones en el reclutamiento de árboles en fragmentos (Benítez-Malvido, 1998; Bruna, 2002). Estudios para determinar el efecto de la fragmentación de bosques templados sobre la germinación y reclutamiento de especies arbóreas nativas son inexistentes. Se requiere urgentemente tener información para determinar si estas etapas son afectadas o no por la fragmentación de los ecosistemas forestales templados.

En Chile, la deforestación y fragmentación del bosque templado ha sido muy intensa

quedando en algunas regiones unos pocos y pequeños fragmentos de bosque nativo (Lara *et al.*, 1996; Bustamante & Castor, 1998). El bosque Maulino Costero (*sensu* San Martín & Donoso 1996) es el tipo forestal que ha sufrido la fragmentación más intensa (Conama-Conaf, 1997). La principal causa de esta perturbación antrópica ha sido la agricultura en el pasado (Donoso & Lara, 1996; San Martín & Donoso, 1996) y más recientemente el reemplazo del bosque nativo por plantaciones de especies exóticas tales como el *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* (San Martín & Donoso, 1996).

El bosque Maulino Costero es parte del bosque templado de Chile, y se caracteriza por presentar dominancia de especies arbóreas caducifolias que se desarrollan principalmente en la costa de Chile central, distribuyéndose entre los Altos de Licantén (35° 55' S) y el río Itata (37° 20' S) (Donoso, 1978); está incluido dentro de las zonas con mayor diversidad biológica de Chile central y es considerada como un sitio prioritario para la conservación (Simonetti & Armesto, 1991; Myers *et al.*, 2000). Posee numerosas especies arbóreas endémicas como: el hualo (*Nothofagus glauca*), la huala (*Nothofagus leonii*), el ruil (*Nothofagus alessandrii*) y el queule (*Gomortega keule*) (Lara *et al.*, 1996). El ruil es el representante más antiguo del género *Nothofagus* (Hill, 1992); el queule en tanto, es el único representante de la familia Gomortegaceae. Además, se distinguen numerosas especies en peligro de extinción: *Pitavia punctata* (pitaio), *Gomortega keule* (queule), *Nothofagus alessandrii* (ruil) y *Beilschmiedia berteriana* (Belloto del sur) (Benoit, 1989). Estas especies endémicas poseen abundancias relativas bajas. Las especies arbóreas que dominan son de origen mixto, con influencias del bosque esclerófilo (i.e. *Cryptocarya alba* y *Persea lingue*) y del bosque valdiviano (i.e. *Gevuina avellana* y *Aetoxicon punctatum*) (Bustamante *et al.*, en prensa). *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (peumo) es una especie descrita como sombra-

tolerante (Armesto & Pickett, 1985), que se asocia fuertemente a hábitats de interior. Su germinación y reclutamiento se lleva a cabo preferentemente en condiciones húmedas y sombrías (Armesto & Pickett, 1985).

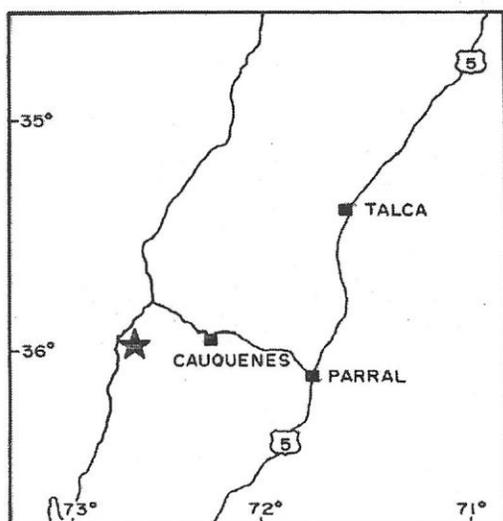
Se espera que la fragmentación del bosque Maulino afecte la germinación y reclutamiento de *Cryptocarya alba*, en particular, que la probabilidad de germinación y reclutamiento de plántulas sea menor en fragmentos remanentes de bosque respecto de un bosque continuo.

## Métodos

### Área de Estudio

Este estudio se realizó en la Reserva Nacional "Los Queules" (35° 58' S y 72° 19' O) ubicada a 11 km. al sur de la localidad de Tregualemu (VII región; Figura 1). La Reserva posee 145 ha y se encuentra bajo la influencia del clima mediterráneo (Di Castri & Hajek, 1976). Para efectos de esta tesis, la Reserva ha sido definida operacionalmente como la condición de bosque continuo (BC), debido a que se encuentra inmersa dentro del parche de mayor extensión con 600 ha. de bosque en total. En la Reserva, se encuentran las especies características del bosque Maulino Costero, con componentes mixtos de la zona central esclerófila y del bosque valdiviano (Bustamante *et al.*, en prensa). La condición de bosque fragmentado corresponde a cuatro fragmentos pequeños distanciados en promedio dos km entre sí, y se encuentran distanciados del BC entre 0.5 y 2 km. La riqueza de especies en los fragmentos es mayor a la del bosque continuo, con especies introducidas como *Pinus radiata* y con un mayor número de especies características de ecosistemas esclerófilos como el quillay (*Quillaja saponaria*), litre (*Lithraea caustica*) y maqui (*Aristotelia chilensis*). Los tamaños de los fragmentos van entre uno y seis ha. Antecedentes climáticos de temperatura del aire y humedad del suelo fueron

obtenidos durante 6 meses entre el verano (diciembre) de 1999 y la primavera (octubre) de 2000 respectivamente (Henríquez, 2002), detectándose diferencias significativas en la humedad del suelo entre los fragmentos remanentes (30,13 %) y el BC (33,67 %). Los fragmentos a su vez, también poseen diferencias entre si siendo el fragmento 2 el que posee mayor humedad (32,0 %), seguido por el fragmento 4 (29,7 %), fragmento 1 (29,1 %) y finalmente por el fragmento 3 (28,7 %). El análisis de la temperatura del aire registrada con un termómetro de mínimas y máximas no mostró diferencias significativas entre los hábitats (Henríquez, 2002). Mediciones de la radiación fotosintéticamente activa para las plantas (PAR según siglas en inglés) muestran que en los fragmentos la radiación PAR es 1,6 veces más intensa que en la reserva (Guerrero, datos no publicados). Estos datos sugieren fuertemente que la fragmentación del bosque Maulino afectan parámetros abióticos relevantes para la germinación de las semillas como son la humedad del suelo y la luminosidad (Baskin & Bassin, 1998).



**Figura 1:** Ubicación de la Reserva Nacional "Los Queules" (VII Región; 35° 58' S y 72° 45' W) (★).

#### *Especie Utilizada en el estudio*

*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (peumo) es una especie endémica de Chile con una amplia distribución geográfica (30° 20' - 40° 15'). Sus hábitats más característicos están asociados a los sectores más húmedos de los cerros en quebradas y laderas umbrías entre Coquimbo y Valdivia (Hoffmann 1997). Es un árbol laurifolio siempreverde frecuente en el bosque Maulino Costero y característico del bosque esclerófilo de Chile central donde puede llegar a formar pequeños bosques. La floración ocurre entre agosto y diciembre, la fructificación ocurre entre enero a abril, la maduración y dispersión de sus frutos va desde abril a mayo (Donoso & Cabello, 1978; Rodríguez & Quezada, 2001). Los frutos son drupas rojas con una sola semilla de tamaño medio ( $\pm 2$  cm.), poseen un endocarpo carnoso que favorece la dispersión biótica llevada a cabo por aves y zorros. Es una especie sombra-tolerante cuya germinación y establecimiento de plántulas preferentemente se llevan a cabo en condiciones húmedas y sombrías (Armesto & Pickett, 1985). La pérdida de viabilidad y muerte de sus semillas ocurre cinco o seis meses luego de su dispersión (Bustamante *et al.*, 1996). La abundancia de *C. alba* adultos en un área de 1200 m<sup>2</sup> es tres veces mayor en el BC en relación a los fragmentos y la abundancia de plántulas es 8,5 veces mayor en el BC en comparación a los fragmentos (Bustamante *et al.*, en prensa).

#### *Experimento de Germinación*

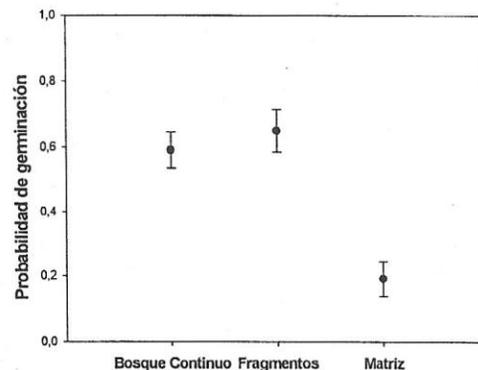
Las semillas de *C. alba* fueron adquiridas en el Centro de Semillas de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. El experimento de germinación constó con 28 unidades experimentales por cada tratamiento, esto es el BC, fragmentos y matriz. En los fragmentos, se dispusieron siete réplicas y en uno de ellos, sólo seis. Cada unidad experimental consistió en 10 semillas sembradas en tierra del mismo lugar dentro de potes plásticos para

controlar la pérdida de semillas por movimiento. Todas las unidades experimentales estaban protegidas con una malla de acero que impedía el ingreso de vertebrados (aves, roedores y zorros). La fecha de inicio del estudio fue en Julio del 2001 (invierno). Cada 2 meses se realizaron evaluaciones hasta finalizar en marzo del 2002 (verano). La germinación fue cuantificada realizando un seguimiento de cada pote a través del tiempo, se consideró como semilla germinada si los folíolos o cotiledones emergieron. Debido a que una semilla puede germinar y sus cotiledones nunca emerger de la tierra se realizó al final del experimento un conteo de todas las semillas de *C. alba* enterradas en los potes para corregir el número de semillas germinadas. Se estimó la probabilidad de germinación  $P(G)$  como el total de semillas germinadas/ total de semillas dispuestas. El análisis estadístico realizado para determinar las diferencias entre los hábitats fue un ANDEVA de una vía. También se realizaron pruebas de comparaciones planeadas para contrastar la probabilidad germinación entre bosque continuo y fragmentos. Se realizó un ANDEVA de medidas repetidas, para evaluar la dinámica de reclutamiento de nuevas plántulas en los tres hábitats estudiados. Para todos los análisis estadísticos, se utilizó a los hábitats como factor aleatorio.

## Resultados

Se detectaron diferencias significativas en la probabilidad de germinación entre los tres hábitats (ANDEVA,  $F_{2, 80} = 22,19$ ;  $P << 0,01$ ; Figura N° 2). La matriz de *Pinus radiata* es el hábitat que posee la menor probabilidad de germinación (0,19) (ANDEVA comparaciones planeadas,  $F_{1, 80} = 36,45$ ;  $P << 0,01$ ), siendo ésta tres veces menor que la probabilidad de germinación en el bosque continuo (0,59) y los fragmentos (0,63). En los fragmentos, la probabilidad de germinación no difiere significativamente

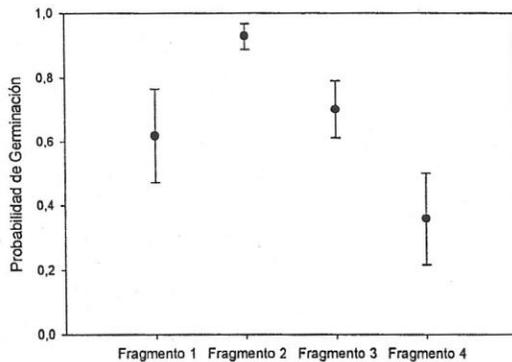
respecto del bosque continuo (ANDEVA comparaciones planeadas,  $F_{1, 80} = 0,33$ ;  $P = 0,56$ ; Figura 2). Adicionalmente, el análisis de los fragmentos por separados, muestra que la probabilidad de germinación es significativamente distinta entre todos los fragmentos, siendo ésta mayor en el fragmento 2 (ANDEVA  $F_{1, 23} = 4,76$ ;  $P = 0,01$ ; Figura N° 3). Finalmente, la probabilidad de germinación en el fragmento 2 resultó ser significativamente mayor a la germinación en el bosque continuo (comparaciones planeadas  $F_{1, 79} = 6,35$ ;  $P = 0,01$ ).



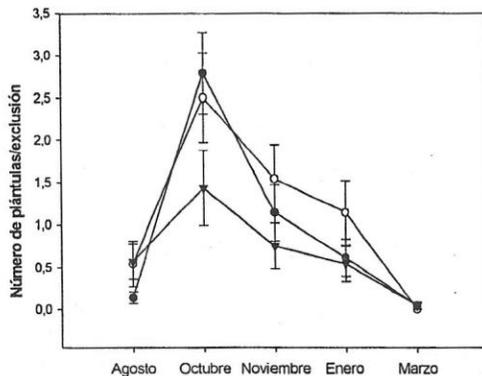
**Figura N° 2:** Probabilidades de germinación obtenidas para el bosque Maulino Costero continuo, fragmentos de bosque nativo y matriz de *Pinus radiata*. Se representan los valores medios  $\pm 1$ , 96 es.

El análisis de la dinámica de las plántulas no difiere en los tres hábitats durante los ocho meses que duró el experimento (ANDEVA medidas repetidas  $F_{2, 80} = 2,17$ ;  $P = 0,12$ ); sin embargo, se detectó interacción significativa entre hábitat y tiempo (ANDEVA medidas repetidas  $F_{8, 320} = 1,98$ ;  $P = 0,05$ ). Agosto fue el primer mes en observarse plántulas, registrándose un número mayor en los fragmentos y en la matriz: el bosque continuo presentó cuatro veces menos plántulas (Comparaciones planeadas  $F_{1, 80} = 8,97$ ;  $P << 0,01$ ; Figura N° 4). En el mes de octubre se registró el mayor número de plántulas, observándose que en el bosque continuo y en los fragmentos la cantidad de plántulas era significativamente mayor

a las observadas en la matriz (comparaciones planeadas  $F_{1,80} = 4,75$ ;  $P = 0,03$ ; Figura N° 4). En marzo el número de plántulas fue sólo una tanto en el bosque continuo y en la matriz, en los fragmento no reclutó ninguna plántula.



**Figura N° 3:** Probabilidades de germinación en cuatro fragmentos de bosque Maulino Costero, aledaños a la Reserva Nacional Los Queules (VII región, Chile). Se representan los valores medios  $\pm 1,96$  es.



**Figura N° 4:** Número total de plántulas en el bosque Maulino continuo, cuatro fragmentos aledaños de bosque nativo y matriz compuesta por *Pinus radiata* observadas en cada evaluación. (BC: ●; Fragmentos: ○; Matriz: ▼). Se representan los valores medios  $\pm 1,96$  es.

## Discusión

Los resultados obtenidos indican que para *Cryptocarya alba* no hay diferencias en

germinación entre el BC y los fragmentos. Además, la germinación de semillas en la matriz es proporcionalmente la más baja. La germinación en los fragmentos varió significativamente entre si. La dinámica de plántulas en el BC, fragmentos y matriz fue diferente a lo largo del estudio, a pesar de que el proceso en su conjunto no tuvo diferencias significativas. El mes con mayor número de plántulas fue octubre, encontrándose que el BC y los fragmentos presentaban la misma cantidad y diferían significativamente de la matriz. En marzo el número de plántulas que resistieron el verano fue una sola en el BC y en la matriz y cero en los fragmentos.

La hipótesis planteada en este estudio no se cumple. Aún cuando, la humedad del suelo sea significativamente mayor en el BC que la registrada en los fragmentos remanentes (Henríquez, 2002), esta diferencia no se expresa en términos de germinación. Aparentemente estos resultados son sorprendentes puesto que la germinación y reclutamiento de *C. alba* se relaciona estrechamente a lugares con alta humedad (Armesto & Pickett, 1985; Hoffmann, 1997; Rodríguez & Quezada, 2001). Un análisis más fino de la germinación mostró que la mayor germinación fue en el fragmento 2, donde se registró la mayor humedad del suelo entre todos los fragmentos (Henríquez, 2002). Además, en este fragmento se registró mayor germinación que en el BC a pesar de que los datos de humedad del suelo mostraron que la humedad en este fragmento era menor a la humedad registrada en el BC.

La ausencia de diferencias en probabilidad de germinación encontrada en la condición de bosque fragmentado y bosque continuo, estaría dada por dos razones: teóricas: primero, la presencia de una mayor complejidad estructural de la vegetación del sotobosque en los fragmentos en relación al bosque continuo (Vergara, 2002), esto generaría microclimas al interior de los fragmentos que protegerían a las semillas de la desecación y de las heladas generando así, "micrositios

seguros" para la germinación (*sensu* Harper, 1977) con condiciones aptas para la germinación al igual que en el bosque continuo. Esto explicaría además las diferencias obtenidas en las probabilidades de germinación entre fragmentos debido a que éstos poseen estructuras muy distintas entre sí (Vergara, 2002): aquellos fragmentos con mayor cobertura tendrían eventualmente una mayor germinación. La segunda razón puede ser que la germinación de *C. alba* no distinga entre hábitats con condiciones climáticas que no sean severamente distintas a las encontradas en el BC, a pesar de su condición de planta sombra-tolerante (Armesto & Pickett, 1985). Gran parte de las semillas de especies arbóreas del bosque templado perciben su entorno en "grano fino" al germinar indiferentemente en zonas con gran cobertura de sotobosque y zonas claras (Figueroa & Lusk, 2001). Adicionalmente, el origen de las semillas es la cuesta La Dormida (VII Región) eventualmente este factor podría ayudar a una percepción de "grano fino", debido a que la respuesta germinativa de las semillas podrían estar influenciadas por adaptaciones locales de las plantas madres a condiciones más áridas de Chile central. Los porcentajes de germinación de *C. alba* obtenidos para todos los hábitats (BC: 59%; fragmentos: 63%; matriz 19%) muestran una reducción notable en relación al 100% de germinación obtenidos en condiciones óptimas de laboratorio para la germinación de semillas del mismo origen y año (Centro de semillas Universidad de Chile datos no publicados), y a las probabilidades de germinación obtenidos por otros autores (Donoso & Cabello, 1978). Sólo las probabilidades de germinación encontrados por Chacón *et al.* (1998) para el rango de tamaño más pequeño de semillas de *C. alba* son similares a los obtenidos en este estudio para bosque continuo y fragmentos. Esto sugiere fuertemente que tanto en el BC como en los fragmentos existe un factor de mortalidad que restringe el potencial

germinativo de esta especie. Sin embargo, este estrés sería el mismo tanto para la condición de BC como para los fragmentos.

Los resultados expuestos en este trabajo son consistentes con los obtenidos para otras especies características del bosque Maulino Costero, en los que dos especies de *Nothofagus* (*N. glauca* y *N. obliqua*) y una enredadera *Lapageria rosea* que mantienen su capacidad germinativa en los fragmentos en comparación con el bosque continuo (Guerrero, datos no publicados; Henríquez, 2002). Sólo *Aristotelia chilensis* aumenta su germinación en los fragmentos y en la matriz (Guerrero, datos no publicados). Este patrón sugiere fuertemente que los fragmentos remanentes del bosque Maulino Costero representaría un hábitat en el cuál la germinación de semillas no estaría siendo un cuello de botella en los procesos demográficos de plantas y no se vería afectada por la fragmentación del bosque nativo. Estos resultados son opuestos a los obtenidos en el bosque tropical en que la germinación se ve significativamente deprimida en los fragmentos remanentes (Bruna, 1999; 2002; Benítez-Malvido, 1998).

La baja probabilidad de germinación en la matriz podría deberse a efectos alelopáticos de *P. radiata* sobre las semillas de *C. alba*. Estudios previos señalan que *Pinus radiata* y otras especies exóticas como *Eucalyptus globulus* son capaces de afectar la germinación y crecimiento de especies ubicadas en el sotobosque (Souto *et al.*, 2001). Para determinar fehacientemente si las plantaciones de *Pinus radiata* poseen efectos alelopáticos sobre la germinación y reclutamiento de *C. alba* se requieren experimentos de campo y de laboratorio adicionales.

A pesar de que germinó un porcentaje de semillas en todos los hábitats, el reclutamiento fue prácticamente nulo (BC: 0,4%, fragmentos: 0%; matriz: 0,4%). Estos resultados sugieren la presencia de un estrés ambiental (especialmente

hídrico) que deben soportar las plántulas en los meses de verano. El año 2001 en que se realizó el experimento, las precipitaciones fueron escasas como consecuencia del fenómeno de la Niña/Oscilación de Sur (NOAA-CIRES, 2002). Esto podría dar cuenta de que las probabilidades de reclutamiento aumenten durante años lluviosos, como aquellos en que se manifiesta el fenómeno de El Niño/Oscilación de Sur (ENOS), en los cuales las lluvias pueden prolongarse hasta el verano (Armesto *et al.*, 1993; Jaksic, 1998; Gutiérrez *et al.*, 1993). Así, el estrés hídrico constituye un cuello de botella en los procesos de reclutamiento de esta especie y otras especies típicas de la zona del matorral y bosque esclerófilo de Chile central (Fuentes *et al.*, 1984; Fuentes *et al.*, 1986). Las pocas plántulas de *C. alba* que sobrevivieron al verano probablemente permanezcan en bancos de plántulas como muchas otras Lauráceas lo hacen (Foster, 1986; Chacón *et al.*, 1998; Silvertown & Charlesworth, 2001b; Bustamante *et al.*, en prensa). Estas especies se denominan persistentes, al germinar en condiciones sombrías y permanecer en bancos de plántulas "esperando por" claros dejados por caídas fortuitas de árboles (Foster, 1986; Chacón *et al.*, 1998).

Estudios prospectivos realizados en este tipo de bosque (Bustamante *et al.*, en prensa), sugieren que la estructura de los fragmentos tenderían a modificarse hacia un bosque del tipo esclerófilo dominado por *C. alba*, debido a la gran abundancia de plántulas en relación a los adultos (Bustamante *et al.*, en prensa). El gran número de plántulas documentada sería en parte explicada por la probabilidad de germinación relativamente alta detectada en los fragmentos.

Estudios en el bosque Maulino Costero muestran que durante los meses en que se lleva a cabo la germinación y reclutamiento de *C. alba* la acumulación de hojarasca es mayor en fragmentos en comparación al BC (Palacios, 2003), aunque esta variable no fue evaluada,

podría ser un factor relevante al aumentar la retención de humedad en suelo y por lo tanto incrementar de esta manera la germinación de semillas (Carson & Peterson, 1990; Bruna, 1999; Green, 1999; Jensen & Meyer, 2001). Sin embargo, la excesiva acumulación de materia orgánica puede disminuir la sobrevivencia de plántulas al dificultar la salida de los cotiledones. Otros factores de tipo biótico pueden afectar el reclutamiento de nuevas plántulas. Por ejemplo, numerosos estudios documentan un aumento en la depredación de semillas en los fragmentos de bosque nativo en comparación al BC (Santos & Telleria, 1994; Díaz *et al.*, 1999; Donoso, 2000). Así, la granivoría, la acumulación excesiva de hojarasca y otras restricciones abióticas en los fragmentos remanentes generarían una disminución en la densidad de plántulas reclutadas, lo cual es consistente con lo obtenido en un estudio de la dinámica regeneracional del bosque Maulino Costero (Bustamante *et al.*, en prensa).

Para la conservación y manejo de especies arbóreas del bosque Maulino Costero cuyo objetivo sea mantener los procesos demográficos y evitar que los fragmentos remanentes de bosque se conviertan en sumideros (i.e. que el crecimiento poblacional sea negativo *sensu* Pulliam, 1988) deben considerar que los fragmentos son hábitats en que al menos la germinación de *C. alba*, *L. rosea*, *N. obliqua* y *N. glauca* es la misma que en el BC. En este sentido, los fragmentos no deben ser olvidados en los planes de manejo debido a que poseerían un alto valor para su conservación al poseer la misma capacidad que el bosque continuo para que las especies arbóreas dominantes del bosque Maulino Costero regeneren. Esto implica que los fragmentos son hábitats adecuados para el mantenimiento natural de la flora arbórea nativa, facilitando acciones de conservación y restauración ecológica, para las cuales se debe tomar en cuenta dos consideraciones: (i) las probabilidades de extinciones

locales de plantas en los fragmentos disminuyen al mantenerse la regeneración de los árboles nativos, por lo que hábitats con perturbación antropogénica moderada podrían tener una activa regeneración de la flora; (ii) los fragmentos podrían actuar como fuente importante de propágulos (semillas), ayudando a la recuperación de zonas aledañas con alta perturbación.

Estas consideraciones pueden ser muy útiles en planes de conservación, sin embargo, los planes de manejo de los parches de bosque nativo se vuelven complejos para el reclutamiento de esta y otras especies, al ser afectadas por otros factores, tales como interacciones bióticas (depredación de semillas) y cambios en la producción de hojarasca. Mantener la estructura vegetacional de los fragmentos, así como excluir a los depredadores de semillas y plántulas es una tarea urgente en la conservación de este ecosistema forestal.

Las plantaciones de *P. radiata* conforman el mayor porcentaje de uso de la tierra en la VII región de Chile y el bosque Maulino Costero está reducido a pocos y pequeños fragmentos. Éstas plantaciones pueden ser una amenaza adicional para la mantención del bosque Maulino debido a que podrían estar ocurriendo invasiones a gran escala desde las plantaciones (Bustamante *et al.*, 2002). La matriz podría disminuir sus efectos negativos sobre la flora nativa si el manejo forestal que se realiza contempla la mantención de un cierto nivel cobertura vegetal de especies nativas en el sotobosque que permitan conservar humedad del suelo de forma similar que el bosque nativo, esto podría generar una mejora en la calidad del suelo y el establecimiento de poblaciones de árboles nativos al interior de las plantaciones forestales. Este factor también repercute sobre la dispersión de semillas, debido a que muchas aves dispersoras utilizan únicamente la matriz sólo si existe una cobertura vegetal importante (Estades & Temple, 1999), esto disminuiría el aislamiento de los fragmentos al posibilitar el intercambio de

individuos de aquellas especies de plantas que posean dispersión por aves, manteniendo flujo genético entre las poblaciones.

Los planes de manejo pasan entonces en primer lugar en detener la fragmentación del bosque nativo, en segundo lugar conservar los fragmentos remanentes de la misma forma que al BC y por último reducir la hostilidad de la matriz para la germinación y reclutamiento de plantas nativas.

La conservación de la vegetación nativa del bosque Maulino Costero es una tarea urgente y compleja, debido a las condiciones de extrema degradación en que se encuentra este bosque nativo único en el mundo.

## Agradecimientos

Deseo expresar mis agradecimientos a mi tutor el Dr. Ramiro Bustamante por su constante ayuda y enseñanza. También al Dr. Javier Simonetti por su activa colaboración en el diseño y desarrollo de esta tesis. A mis compañeros de laboratorio Juan Luis Celis, Daniel Larrea, Carlos Valdivia, Pilar Palacios, Carolina Henríquez y Bárbara Saavedra por su amistad, colaboración y apoyo. Agradezco a Fernando Campos guarda parque de la Reserva por su ayuda en terreno, recibírnos en su casa y su buena voluntad. Adicionalmente agradezco el invaluable apoyo y cariño de mi familia, de mi mujer y mi hijo Dante. Finalmente a CONAF VII Región y Forestal Millalemu por autorizar el trabajo en sus propiedades. Esta tesis fue financiada por el proyecto Fondecyt 1010852.

## Referencias

- Aizen, M. & Feisinger, P. (1994) Forest fragmentation and plant reproduction: the pollination link. In *Recent advances in biotechnology for tree conservation and management* (S. Bruns, S. Mantell and C. Tragarth, eds). pp. 22-37. IFS. Stockholm.
- Armesto, J. & Pickett, S. (1985) A mechanistic approach to the study of succession in Chilean

- matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 58, 9-17.
- Armesto, J. Vidella, P.E. & Gutiérrez, J.R. (1993) Plant communities of the fog free coastal desert of Chile: plant strategies in a fluctuating environment. *Revista Chilena de Historia Natural* 66, 271-282.
- Baskin, C. & Baskin, J. (1998) Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination. San Diego, California, U.S.A.
- Benoit, I. (1989) Red list of Chilean terrestrial flora. Chilean Forest Service. Santiago, Chile.
- Bruna, E. (1999) Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402, 139.
- Bruna, E. (2002) Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132, 235-243.
- Bustamante, R.O. & Castor, C. (1998) The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7, 1607-1626.
- Bustamante, R.O. Simonetti, J.A. Grez, A. & San Martín J. (en prensa) La fragmentación del Bosque Maulino y su dinámica regeneracional, Diagnóstico actual y perspectivas futuras. En *Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la costa*, Chile. (Smith-Ramírez, C. Armesto, J. & Valdovinos C eds).
- Bustamante, R.O. Walkowiak, A. Henríquez, C.A. & Serey, I. (1996) Bird frugivory and seed dispersal of *Cryptocarya alba* in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69, 357-364.
- Carson, W. & Peterson, C. (1990) The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85, 8-13.
- Chacón, P. Bustamante, R.O. & Henríquez, C. (1998) The effect of size on germination and seedling growth of *Cryptocarya alba* (Lauraceae) in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71: 189-197.
- Chen, J. & Franklin, J. (1992) Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2, 387-396.
- CONAMA-CONAF (1997) Catastro del bosque nativo. Versión digital, Santiago, Chile.
- Di Castri, F. & Hajek, E. (1976) Bioclimatología de Chile. Vicerrectoría Académica, Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Díaz, I. Papic, C. & Armesto, A. (1999) An assessment of post-dispersal seed predation in temperate rain forest fragments in Chiloé Island, Chile. *Oikos* 87, 228-238.
- Didham, R. Ghazoul, J. Stork, N. & Davis, A. (1996) Insects in fragmented forests: afunctional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 255-260.
- Donoso, C. (1978) Relaciones vegetación-altitud y exposición de la formación forestal "Bosque Andino Abierto" en el área de Bullileo. *Boletín Técnico Forestal* 31, 31-41.
- Donoso, C. & Lara, A. (1996) Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J. Villagrán, C. & Arroyo, M.T.K. eds). pp. 363-387. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Donoso, D. (2000) Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la granivoría de semillas que difieren en tamaño. Memoria de Título, Facultad Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago.
- Estades, C. & Temple, S. (1999) Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9, 573-585.
- Figuerola, J. & Lusk, C. (2001) Germination requirements and seedling shade tolerance are not correlated in a Chilean temperate rain forest. *New Phytologist* 152, 483-489.
- Foster, S.A. (1986) On the adaptive value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis. *The Botanical Review* 52, 260-299.
- Fuentes, R. Hoffmann, A. Poiani, A. & Alliende, C. (1986) Vegetation change in large clearings: patterns in Chilean matorral. *Oecologia* 68, 358-366.
- Fuentes, R. Otaiza, R. Alliende, C. Hoffmann, A. & Poiani, A. (1984) Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanism. *Oecologia* 62, 405-411.
- Green, P. (1999) Seed germination in *Chrysophyllum* sp. Nov., a large-seeded rainforest species in north Queensland: effects in size, litter depth and seed position. *Australian Journal of Ecology* 24, 608-613.
- Gutiérrez, J. Meserve, P. Jaksic, F. Contreras, L. Herrera, S. & Vásquez, H. (1993) Structure and dynamics of vegetation in a Chilean arid thornscrub community. *Acta Oecologica* 14, 271-285.
- Harper, J. (1977) Population Biology of Plants. Oxford, Great Britain.
- Henríquez, C. (2002) El dilema de *Lapageria rosea* en bosques fragmentados: ¿Calidad o cantidad de la progenie? Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago. ([www.cybertesis.cl](http://www.cybertesis.cl))
- Hill, R. (1992) "N*Nothofagus*: evolution from the southern perspective". *Trends in Ecology and Evolution* 7, 190-194.
- Hoffmann, A. (1997) *Flora silvestre de Chile, zona central*. Cuarta Edición. Ediciones Fundación Claudio Gay. Santiago, Chile.

- Jaksic, F. (1998) The multiple facets of El Niño/Southern Oscillation in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71, 121-131.
- Jennersten, O. (1988) Pollination in *Dianthus deltoids* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology* 2, 359-366.
- Jensen, K. & Meyer, C. (2001) Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155, 169-181.
- Kapos, V. (1989) Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical Ecology* 5, 173-185.
- Lara, A. Donoso, C. & Aravena, J.C. (1996). La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J. Villagrán, C. & Arroyo, M.T.K. eds). pp. 335-362. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62.
- Myers, N. Mittermeier, R. Mittermeier, C. Fonseca, G. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NOAA-CIRES (2002) Climate diagnostic center. ([www.cdc.noaa.gov/~kew/MEI/#loadings](http://www.cdc.noaa.gov/~kew/MEI/#loadings))
- Noss, R. & Csuti, B. (1997) Habitat fragmentation. In: *Principles of Conservation Biology*. (Meffe, G. & Carroll, R. eds). pp. 269-384. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Palacios, P. (2003) Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la producción y descomposición de hojarasca. Memoria de Título. Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Primack, R. (1998) Essentials of Conservation Biology. Boston University. Massachusetts, U.S.A.
- Pulliam, R. (1988) Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132, 652 - 661.
- Rodríguez, R. & Quezada, M. (2001) Winteraceae - Ranunculaceae. En *Flora de Chile*. (Marticorena, C. & Rodríguez, R. eds). pp. 22-23 Universidad de Concepción, Chile.
- San Martín, J. & Donoso, C. (1996) Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J. Villagrán, C. & Arroyo, M.T.K. eds). pp. 153-168. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Santos, T. & Telleria, J.L. (1994) Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish *Jupinerus thurifera*. *Biological Conservation* 70, 129-134.
- Saunders, D. Hobbs, R. & Margules, C. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Silvertown, J. & Charlesworth, D. (2001) Introduction to Plant Population Biology. Oxford, Great Britain.
- Simonetti, J.A. & Armesto, J. (1991) Conservation of temperate ecosystems in Chile: coarse versus fine-filter approaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 64, 615-626.
- Sizer, N. & Tanner, E. (1999) Responses of woody plant seedlings to edge formation in lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91, 135-142.
- Souto, X. Bolano, J. Gonzalez, L. & Reigosa, M. (2001) Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. *Biologia Plantarum* 44, 269-275.
- Turner, J. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200-209.
- Vega, M.I. (2001) Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la herbivoría en plántulas de *Cryptocarya alba* (peumo). Memoria de Título. Departamento de Ciencias Biológicas Animales, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile.
- Vergara P. (2002) Fragmentación de bosques y uso del hábitat por rinocriptidos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago. ([www.cybertesis.cl](http://www.cybertesis.cl))
- Yahner, R. (1988) Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2, 333-339.
- Young, A. Brown, A. Murry, B. Thrall, P. & Miller, C. (2000) Genetic erosion, restricted mating and reduce viability in fragmented populations of the endangered grassland herb *Rutidosia leptorrhynchoides*. En *Genetics, Demography and Viability of fragmented Populations*. (Young, A. & Clarke, C. eds). pp. 338-345. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Zuidema, P. Sayer, J. & Dijkman, W. (1996). Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation* 23, 290-297.