

UCH-FC  
B. Ambiental  
V. 1/16  
C. 1

## 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

# **EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE SOBRE LA POLINIZACIÓN DE *LAPAGERIA ROSEA* RUIZ ET PAV. (PHILESIACEAE)**

Carlos Eduardo Valdivia Prats



Dirigida por:  
Dr. Javier A. Simonetti Zambelli  
Departamento de Ciencias Ecológicas  
Facultad de Ciencias  
Universidad de Chile

Santiago de Chile, 13 de Mayo del 2003



**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:

**CARLOS EDUARDO VALDIVIA PRATS**

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 13 de Mayo 2003.

**Comisión Revisora**

Dr. Italo Serey

*I. Serey*

Dr. Lohengrin Cavieres

*L. Cavieres*

Dr. Cristián Estades

*C. Estades*

**Director Seminario de Título**

Dr. Javier A. Simonetti

*J. Simonetti*

# EFFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE SOBRE LA POLINIZACIÓN DE *LAPAGERIA ROSEA* RUIZ ET PAV. (PHILESIACEAE)

CARLOS E. VALDIVIA\*

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

Se estudió el efecto de la fragmentación del bosque sobre la polinización y éxito reproductivo de *Lapageria rosea*, una planta auto-compatible y endémica de los bosques templados de Sudamérica. La abundancia de flores y polinizadores, la tasa de visitas, la cantidad y calidad del néctar, junto con la capacidad germinativa del polen fueron comparadas entre un bosque continuo de 600 ha y cuatro fragmentos de bosque de 3,3 ha en promedio. Se estimó también la producción de frutos y semillas en ambas situaciones. La abundancia de flores fue menor en los fragmentos de bosque que en el bosque continuo, no obstante la tasa de producción de néctar y la concentración de azúcar no difirió entre flores de ambas condiciones. Los únicos polinizadores observados en *L. rosea*, el picaflor chico *Sephanoides sephaniodes* y el abejorro gigante *Bombus dahlbomii* presentaron menores abundancias y menores tasas de visitas a las flores de *L. rosea* en los fragmentos de bosque. Además, la capacidad germinativa del polen fue menor en los fragmentos de bosque. Consecuentemente, el número de semillas por fruto fue menor en los fragmentos de bosque, pero no la viabilidad de las semillas. Por lo tanto, la fragmentación afecta el éxito reproductivo de *L. rosea* disminuyendo la cantidad total de semillas producidas y comprometiendo la persistencia de la población en el largo plazo.

**Palabras claves:** Fragmentación del bosque, interacción planta-animal, enredadera, conservación.

I studied the effects of forest fragmentation on pollination and reproductive success in *Lapageria rosea*, a self-compatible plant endemic of the temperate forests of South America. Pollinator abundance, visitation rates, flower abundance, nectar quantity and quality together with pollen germination were compared between a continuous forest of 600 ha and four forest fragments of 3.3 ha in average. I also estimated fruit and seed production. Flower abundance was lower in forest fragments, however the rate of nectar production and sugar concentration did not differ. The hummingbird *Sephanoides sephaniodes* and the bumblebee *Bombus dahlbomii* were the single pollinators observed in *L. rosea*. They presented lower abundance and lower visitation rates to flowers of *L. rosea* in forest fragments. In addition, pollen germination capability of flowers was lower in forest fragments. Consequently, the number of seeds per fruit was lower in forest fragments, but not the seed viability. Therefore, fragmentation reduces the reproductive success of *L. rosea*, lowering the total amount of seed produced and compromising long term population persistence.

**Key Words:** Forest fragmentation, plant-animal interaction, vine, plant conservation.

## Introducción

La fragmentación del hábitat puede tener profundos efectos sobre la polinización con consecuencias para la reproducción de las plantas (Murcia 1996, Aizen 1998). La

reducción en el tamaño del hábitat, y el incremento en el aislamiento pueden reducir el número de especies de polinizadores y la abundancia de los polinizadores remanentes (Jennersten 1988, Aizen & Feinsinger 1994a). Esta situación puede determinar una

reducción en la frecuencia de visitas a las plantas, generando una reducción en la producción de semillas (Jennersten 1988, Aizen & Feinsinger 1994b, Ghazoul & McLeish 2001).

Al mismo tiempo, parches pequeños de plantas pueden ser menos atractivos para los polinizadores, reduciendo la cantidad de polen que llega a los estigmas (Sih & Baltus 1987). La fragmentación podría afectar también el atractivo de las plantas para los polinizadores, a través de modificaciones en las características del néctar, como la tasa de producción o la concentración de azúcar, debido a que las características del néctar son dependientes de las condiciones ambientales (Zimmerman 1987). De hecho, la concentración de azúcar usualmente aumenta en condiciones de baja humedad, incrementando la frecuencia de visitas de los polinizadores (Pleasant 1981, Southwick et al. 1983). La fragmentación del hábitat reduce la humedad del aire (Kapos 1989, Matlack 1993, Camargo & Kapos 1995), y por lo tanto el atractivo de las flores podría ser mayor en poblaciones fragmentadas. En consecuencia, la fragmentación del hábitat puede crear dos tendencias opuestas, una disminución en la frecuencia de visitas a las flores debido al bajo número de polinizadores; y un incremento en la tasa de visitas debido a que las flores en los fragmentos tienen concentraciones de azúcares más altas. Consecuentemente, la mayor calidad del néctar de las flores de los fragmentos podría compensar la reducción en el tamaño del parche floral en los fragmentos, dando como resultado, similares tasas de visitas así como una similar producción de semillas.

La reducción en los tamaños poblacionales de las plantas y el incremento en el aislamiento en los paisajes fragmentados, pueden producir un aumento en los cruzamientos entre individuos relativamente cercanos, y consecuentemente puede producir depresión por endogamia (Barrett & Khon 1991, Ellstrand & Elam 1993). El polen producido por individuos con altos niveles de endogamia tiene tasas de germinación menores, lo que puede

comprometer la producción de semillas (Johannsson et al. 1998). La depresión por endogamia puede también manifestarse en incrementos en el aborto de frutos y semillas, y consecuentemente, como la reducción en la cantidad total de semillas (Ramsey & Vaughton 1996, Hauser & Siegismund 2000).

En los bosques templados de Chile, la polinización por animales es muy frecuente. Más del 85% de los géneros de plantas leñosas son visitados, y probablemente polinizados por animales (Aizen et al. 2002). Debido a que Chile central ha sido severamente fragmentado, y contiene altos niveles de endemismos tanto en plantas como animales (Armesto et al. 1996, San Martín & Donoso 1996, Bustamante & Castor 1998), el estudio de los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la polinización, y sus consecuencias para la reproducción en las plantas es de gran importancia para conservar la flora local (Grez et al. 1997). Actualmente, los bosques nativos de Chile central están reducidos en numerosos fragmentos de pequeño tamaño, muchos de ellos rodeados por plantaciones de árboles exóticos como *Pinus radiata* (Bustamante & Castor 1998).

En este trabajo se investigó el efecto de la fragmentación del hábitat sobre la interacción planta-polinizador estudiando *Lapageria rosea* Ruiz et Pav. (Philesiaceae). *Lapageria rosea* es una enredadera de estos bosques que tiene densidades y tamaños poblacionales menores en poblaciones fragmentadas que en bosques continuos (Henríquez 2002). Esta planta es auto-compatible y depende principalmente de dos especies animales para su polinización, el picaflor chico *Sephanoides sephaniodes* y el abejorro grande *Bombus dahlbomii* (Humaña & Riveros 1994). Durante el otoño y el invierno, *L. rosea* es prácticamente la única especie en flor en los bosques del sur de Chile, siendo especialmente importante para mantener las poblaciones locales de picaflores y probablemente de abejorros (Aizen et al. 2002).

Si los picaflores y abejorros disminuyen en los bosques fragmentados, se esperaría una menor tasa de visitas a *L. rosea* en fragmentos. Consecuentemente, las plantas

de los fragmentos tendrían un menor éxito reproductivo, expresado como una menor proporción de flores fertilizadas, reduciéndose la producción de frutos y semillas, disminuyendo además la viabilidad de éstas. La menor calidad del polen transportado incrementaría la cantidad de frutos y semillas abortadas. Sin embargo, si la reducción de la humedad del aire aumenta la concentración del néctar en los fragmentos de bosque, se esperaría una compensación en la tasa de visita en los fragmentos, y probablemente un efecto nulo sobre la producción de semillas. En este trabajo se evalúa la densidad de flores, la producción y calidad del néctar, la calidad del polen y las tasas de visitas de los polinizadores a *L. rosea*, entre fragmentos de bosque y bosque continuo.

## Métodos

### *Sitio de Estudio*

Se estudiaron poblaciones fragmentadas y no fragmentadas de *L. rosea* en la Cordillera de la Costa de Chile central (35°59' S, 72°41' O) durante una estación reproductiva, desde mayo del 2001 hasta junio del 2002. Esta zona comprende el Bosque Maulino, un bosque rico en árboles deciduos y siempreverdes, que en la actualidad está severamente fragmentado debido a la actividad agrícola y forestal (San Martín & Donoso 1996, Bustamante & Castor 1998). Específicamente, se trabajó en la Reserva Nacional Los Queules, un área protegida de 145 ha inserta en un área mayor de bosque continuo de 600 ha, y cuatro fragmentos de bosque nativo de pequeño tamaño (desde 1 a 6 ha), todos ellos rodeados por plantaciones de *Pinus radiata*. La humedad en los fragmentos de bosque es menor que en el bosque continuo a lo largo del año (Henríquez 2002).

### *Densidad de flores y producción de néctar*

Se estimó la densidad de flores como el número de flores presentes en parcelas de 25 m<sup>2</sup> (n = 100 en el bosque continuo, n = 100

en los fragmentos). Las parcelas fueron distribuidas aleatoriamente a través de los sitios. La densidad de flores fue evaluada durante la máxima floración de *L. rosea* en mayo del 2002 (Henríquez 2002). Para estimar la cantidad de néctar, se midió el volumen de néctar en flores embolsadas durante 24 h (n = 35 en el bosque continuo, n = 35 en los fragmentos) insertando repetidamente un microcapilar de 60 µl en los 6 nectarios de la flor hasta agotar el néctar. Las mediciones fueron hechas a través del día, desde las 8:30 hasta las 18:30 horas, entre marzo y mayo del 2002. Para estimar la calidad del néctar, se midió la concentración de azúcar en el néctar, expresada en unidades de %p/p. Las mediciones fueron hechas con un refractómetro portátil con compensación automática para la temperatura.

### *Abundancia de polinizadores*

La abundancia de polinizadores fue evaluada como el número de individuos de *S. sephaniodes* y *B. dahlbomii* contados a través de registros visuales en 48 estaciones fijas en el bosque continuo y 48 estaciones en los fragmentos. Cada estación tuvo 10 metros de radio estando separadas por 30 m aproximadamente. Las observaciones fueron hechas en intervalos de 10 minutos desde las 8:00 hasta las 12:00 horas. Este tiempo corresponde al periodo de máxima actividad de ambos polinizadores.

### *Frecuencia de visitas y carga polínica*

Se evaluó la frecuencia de visitas por los polinizadores a flores seleccionadas aleatoriamente, durante periodos de 10 minutos de observación, a lo largo de un día, entre marzo y junio del 2001 (Kearns & Inouye 1993). En total se realizaron 253 periodos de observación en el bosque continuo y 153 periodos en los fragmentos. Para probar si *S. sephaniodes* y *B. dahlbomii* efectivamente transportaban granos de polen de *L. rosea*, se estimó la carga polínica como la proporción de granos de polen de *L. rosea* respecto del total del polen transportado en los cuerpos de los animales. La extracción del

polen de los picaflores ( $n = 3$ ) fue hecha capturando las aves con redes de niebla, y aplicándoles cinta adhesiva transparente en la cabeza y pico de cada ave. Luego, estas cintas fueron analizadas bajo microscopio. Para obtener granos de polen de los abejorros, se capturó los animales con redes entomológicas para luego ser sacrificados ( $n = 17$ ). Ellos fueron lavados con 5 ml de una solución de etanol al 50% (Kearns & Inouye 1993). Finalmente, se contó la proporción de granos de polen de *L. rosea* con un hemacitómetro.

#### Calidad polínica

Se estimó la calidad del polen, obteniendo granos de polen proveniente de flores desde el bosque continuo y fragmentos (una flor por planta,  $n = 34$  en el bosque continuo,  $n = 37$  en los fragmentos). La germinación del polen fue estimada como el porcentaje del polen germinado *in vitro*, en un medio de incubación Brewbacker-Kwack al 20% de sacarosa (Kearns & Inouye 1993). La concentración óptima de sacarosa en la solución fue determinada previamente mediante ensayos de germinación a seis diferentes concentraciones (1; 2,5; 5; 10; 20 y 30 %p/p). De cada muestra se tomaron seis sub-muestras estimándose el porcentaje promedio de polen germinado, usando un hemacitómetro.

#### Producción de frutos y semillas y viabilidad de las semillas

Para estimar la producción de frutos y semillas se marcaron 46 flores maduras en el bosque continuo y 44 flores en los fragmentos, siguiéndolas a través del año. Se estimó la proporción de flores fecundadas, frutos abortados y depredados, y la proporción de flores que fructificaban en cada sitio. Finalmente, se estimó el número de semillas por fruto y la viabilidad de éstas. Para determinar la viabilidad de las semillas, se tomó un sub-conjunto de 10 semillas por fruto ( $n = 34$  frutos en el bosque continuo,  $n = 36$  frutos en los fragmentos) aplicándoseles la prueba de actividad enzimática de Tetrazolium (Baskin & Baskin 1998).

## Resultados

#### Densidad de flores y producción de néctar

La abundancia de flores fue un 33% menor en los fragmentos que en el bosque continuo ( $0,6 \pm 1,7$  flores /  $25 \text{ m}^2$  en los fragmentos y  $0,9 \pm 1,7$  flores /  $25 \text{ m}^2$  en el bosque continuo. Promedio  $\pm$  EE.  $U = 4036$ ;  $P = 0,002$ ). Además, la densidad de plantas es tres veces más baja en los fragmentos que en el bosque continuo (Henríquez 2002). Consecuentemente, la oferta total de flores para los polinizadores es menor en los fragmentos.

La producción de néctar por flores fue similar entre los fragmentos y el bosque continuo, en un rango de 22 a 38  $\mu\text{l}$  a lo largo del día (Figura 1. ANDEVA de medias repetidas,  $F_{1,5} = 0,69$ ;  $P = 0,63$ ). La concentración de azúcares en el néctar fue también similar entre el bosque continuo y los fragmentos ( $t = -1,51$ ;  $gl = 127$ ;  $P = 0,14$ ), siendo de un  $17,01 \pm 4,72$  %p/p en los fragmentos, y  $18,33 \pm 4,75$  %p/p en el bosque continuo.

#### Abundancia de polinizadores

En total, la abundancia de polinizadores fue aproximadamente 1,4 veces menor en los fragmentos de bosque que en el bosque continuo (Figura 2a.  $U = 603$ ;  $P < 0,001$ ). *Sephanoides sephanoides* fue un 35% menos abundante en los fragmentos (Figura 2b.  $U = 519$ ;  $P < 0,001$ ), mientras que la abundancia de *B. dahlbomii* no difirió entre los fragmentos y el bosque continuo (Figura 2c. Prueba de Mann-Whitney,  $U = 961,5$ ;  $P = 0,12$ ).

#### Frecuencia de visitas y carga polínica

Solamente *S. sephanoides* y *B. dahlbomii* visitaron las flores de *L. rosea* tanto en los fragmentos como en el bosque continuo. Las flores fueron aproximadamente 3 veces menos visitadas en los fragmentos (Figura 3a.  $U = 409$ ;  $P < 0,001$ ). Las mayores diferencias en las tasas de visitas estuvieron dadas por *B.*

*dahlbomii*. De hecho, la importancia relativa de las visitas de *B. dahlbomii* en el bosque continuo fue del 57,5% del total de las visitas (Figura 3c), mientras que en los fragmentos de bosque representa el 35,0% del número total de visitas. *Sephanoides sephaniodes* tuvo un 60% menos visitas en los fragmentos que en el bosque continuo (Figura 3b. U = 5394; P = 0,03), mientras que *B. dahlbomii* tuvo un 80% de visitas menos en los fragmentos que en el bosque continuo (Figura 3c. U = 4960; P = 0,003).

Dos de los tres individuos de *S. sephaniodes* (66,6%) y quince de los diecisiete individuos de *B. dahlbomii* (88,2%) transportaron polen de *L. rosea*. El 85% de los granos transportados por *S. sephaniodes* ( $29,7 \pm 25,7$  granos de polen / picaflor), y el 96% de los granos de polen transportados por *B. dahlbomii* ( $294,2 \pm 107,4$  granos de polen / abeja) correspondió a polen de *L. rosea*

#### Calidad polínica

La germinación del polen fue un 50% menor en el polen colectado desde flores de los fragmentos que para el polen de flores que crecían en el bosque continuo ( $19,8 \pm 13,7\%$  en los fragmentos y  $33,4 \pm 11,9\%$  en el bosque continuo. U = 278; P < 0,001).

#### Producción de frutos y semillas y viabilidad de las semillas

No hubo diferencias significativas entre la proporción de flores fecundadas ( $\chi^2 = 0,01$ ; P = 0,92) y frutos abortados ( $\chi^2 = 0,4$ ; P = 0,5) o depredados ( $\chi^2 = 2,0$ ; P = 0,15) entre plantas que crecían en fragmentos y bosque continuo. En consecuencia, el éxito en la fructificación no difirió entre los fragmentos de bosque y el bosque continuo ( $\chi^2 = 0,67$ ; P = 0,42. Tabla 1). Sin embargo, el número de semillas por fruto fue un 12% menor en los fragmentos que en el bosque continuo ( $80,7 \pm 3,4$  semillas / fruto en el bosque continuo y  $69,27 \pm 4,5$  semillas / fruto en los fragmentos de bosque. t = 2,018; gl = 128; P = 0,05). Por el contrario, la viabilidad de las semillas no difirió entre fragmentos y bosque continuo ( $87,06 \pm 16,61\%$  en el bosque continuo y

$80,83 \pm 26,23\%$  en los fragmentos. U = 557,5; P = 0,489).

Tabla 1. Fructificación de *Lapageria rosea* en el bosque continuo y los fragmentos. Número inicial de flores, n = 46 en el bosque continuo, n = 44 en los fragmentos.

Estado	Bosque continuo	Fragmentos
Flores fecundadas	33 (71,8%)	32 (72,6%)
Frutos abortados	1 (2,2%)	2 (4,6%)
Frutos predados	1 (2,2%)	4 (9,9%)
Fructificando	31 (67,4%)	26 (59,1%)

## Discusión

La reducción en la interacción planta-animal podría reducir el éxito reproductivo en las plantas comprometiendo la viabilidad de las poblaciones en el largo plazo (Fenner 2000). En este trabajo se estudió el efecto de la fragmentación del bosque sobre la interacción entre la enredadera *L. rosea* y sus polinizadores, y las consecuencias para su éxito reproductivo. Debido a la reducción de la humedad en los fragmentos de bosque (Henríquez 2002) se esperaban modificaciones en las características del néctar, y por lo tanto modificaciones en el atractivo de las plantas para los polinizadores, lo que aumentaría las tasas de visitas (Pleasant 1981, Southwick et al. 1983). Sin embargo, cambios en la humedad en los fragmentos de bosque no se tradujeron en cambios en la cantidad o calidad del néctar. Por consiguiente, la reducción en la tasa de visita a las flores en los fragmentos no se encuentra relacionada con la recompensa floral.

Dos factores estarían determinando la reducción en la tasa de visitas en los fragmentos. Primero, la menor abundancia de

polinizadores, particularmente *S. sephaniodes*, y segundo la reducción en la abundancia de las flores. Ya que en los fragmentos de bosque la densidad de individuos adultos es alrededor de tres veces menor que en el bosque continuo (Henríquez 2002), la oferta neta de recursos decrece por unidad de área en comparación al bosque continuo.

Junto con la probable reducción en la cantidad de polen que llega a las flores, la calidad del polen producido es menor en los fragmentos. En general, muchas especies podrían experimentar un incremento en la endogamia debido al restringido flujo polínico entre los pocos individuos atrapados dentro de un fragmento dado (Prober & Brown 1994, Young et al. 1996) debido a las altas tasas de auto-cruzamientos (Reush 2001) y los cruzamientos más frecuentes entre individuos relativamente cercanos (Fenster 1991). El flujo polínico de *L. rosea* entre fragmentos y bosque continuo está altamente restringido (Henríquez 2002), polen de menor calidad está llegando a los estigmas de las flores en los fragmentos. La menor diversidad genética parental y los altos niveles de endogamia podrían ser los responsables de la reducción en la capacidad germinativa del polen (Johannsson et al. 1998).

La menor calidad del polen producido afecta la capacidad para fecundar los óvulos, pero no los procesos posteriores en la producción de semillas como el aborto de frutos y semillas (Henríquez 2002). Además, la fragmentación del bosque no afectó la depredación de los frutos en la etapa pre-dispersiva y por lo tanto la proporción de flores que fructificaron exitosamente. Consecuentemente, la fragmentación del bosque afectó el número de semillas producidas por fruto en *L. rosea*, reduciendo la calidad y probablemente la cantidad del polen que llega a los estigmas. Debido a que la densidad de plantas y la proporción de individuos produciendo frutos en los fragmentos es reducida respecto al bosque continuo (Henríquez 2002), *L. rosea* podría estar en un vórtice demográfico en los fragmentos del bosque (Soulé 1986), donde la

fragmentación reduce la polinización, reduciendo la cantidad de semillas producidas, y consecuentemente reduciendo el tamaño poblacional y la densidad de plantas, lo que a su vez determina menores tasas de visitas y por consiguiente una polinización ineficiente.

Dado que el flujo polínico en plantas polinizadas por picaflores es bajo, y en general solo el 1% del polen dispersado alcanza distancias superiores a 20 m (Linhart 1973), una posibilidad de salir de este vórtice demográfico y disminuir el riesgo de extinción en las poblaciones de los fragmentos, es incrementar la conectividad de las poblaciones continuas y fragmentadas manteniendo y aumentando el número de plantas que crecen en la matriz circundante. De este modo, aumentaría el flujo polínico entre las poblaciones remanentes de los fragmentos mejorando el servicio de la polinización tanto en calidad como en cantidad.

## Agradecimientos

Muchas personas me ayudaron de diversa forma en la realización de este trabajo. Sin duda, especiales agradecimientos merecen mi tutor Javier Simonetti así como mi compañera de labores, Carolina Henríquez. Igualmente agradezco a la Corporación Nacional Forestal (CONAF) por permitir la realización de este trabajo en la Reserva Nacional Los Queules, especialmente al guardaparque encargado de la unidad, Fernando Campos. Agradezco también a la empresa Forestal Millalemu por permitir el trabajo en los fragmentos de bosque nativo de su propiedad. Esta investigación fue financiada por los proyectos FONDECYT 1981050 y 1010852 J.A. Simonetti.

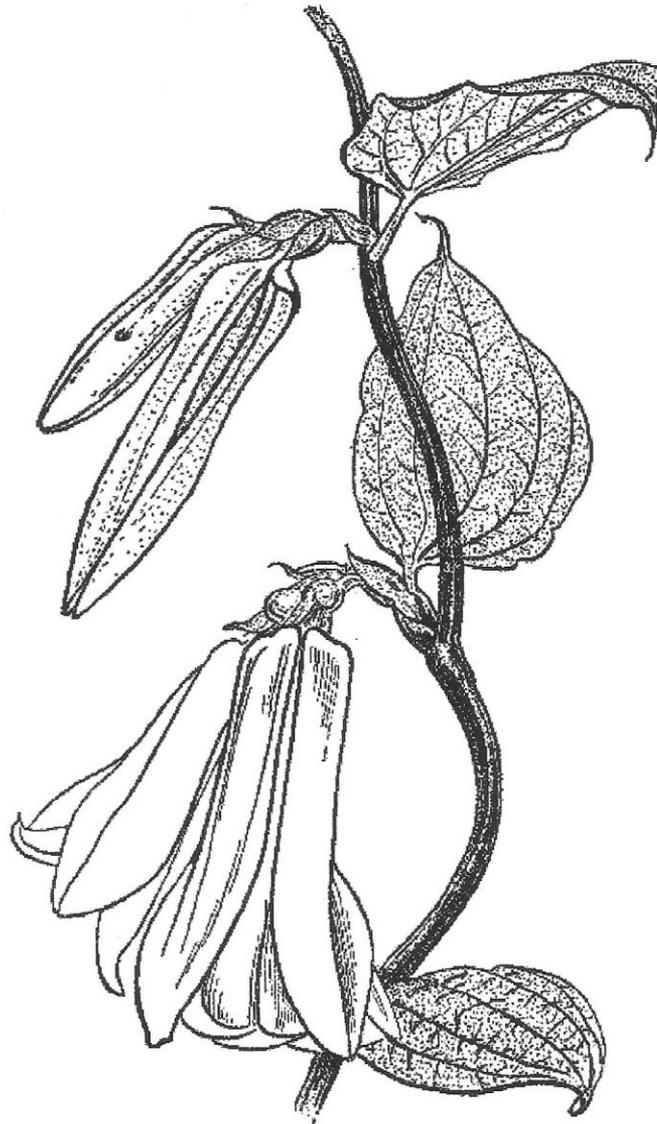
## Referencias

- Aizen, M.A. 1998. Forest fragmentation and plant reproduction: the pollination link. Pp: 22-37. En: Bruns, S., Mantell, S., & Tragardh, C. (eds.). Recent advances in biotechnology for tree conservation and management. IFS. Stockholm.

- Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994a. Habitat fragmentation, native insect pollinator and feral honeybees in Argentina "Chaco Serrano". *Ecol. Appl.* 4: 378-392.
- Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994a. Habitat fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Aizen, M.A., Vásquez, D.P. & Smith-Ramírez, C. 2002. Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75: 79-97.
- Armesto, J.J., Rozzi, R. & León-Lobos, P.M. 1996. Ecología de los bosques chilenos: síntesis y proyecciones. Pp: 405-421. En: Armesto, J.J., Villagrán, C. & Arroyo, M.K. (eds.). *Ecología de los bosques nativos chilenos*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Barrett, S.C.H. & Kohn, J.R. 1991. Genetics and evolutionary consequences of small population sizes in plants: implications for conservation. Pp: 3-30. En: Falk, D.A. & Holsinger, K.E. (eds.). *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, Oxford.
- Baskin, C.C. & Baskin, J.M. 1998. Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. Academic Press, London.
- Bustamante, R.O. & Castor, C. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruii (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiv. and Cons.* 7: 1607-1626.
- Camargo, J.L. & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonia forest. *J. Trop. Ecol.* 11: 205-221.
- Ellstrand, N.C. & Elam, D.R. 1993. Population genetics of small population size: implication for plant conservation. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 24: 217-242.
- Fenner, M. 2000. Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. CABI Publishing, Willingford.
- Fenster, C.B. 1991. Gene flow in *Chamaecrista fasciculata* (Leguminosae) I. Gene dispersal. *Evolution* 45: 398-409.
- Ghazoul, J. & MacLeish, M. 2001. Reproductive ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. *Plant Ecol.* 153: 335-345.
- Grez, A.A., Bustamante, R.O., Simonetti, J.A. & L. Fahrig. 1997. Landscape ecology, deforestation and habitat fragmentation: the case of ruii forest in Chile. En: Salinas-Chávez, E. Middleton, J. (eds.). *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*. [http: www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html](http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html).
- Hauser, T.P. & Siegismund, H.R. 2000. Inbreeding and outbreeding effects on pollen fitness and zygote survival in *Silene nutans* (Caryophyllaceae). *J. Evol. Biol.* 13: 446-454.
- Henríquez, C.A. 2002. El dilema de *Lapageria rosea* en bosques fragmentados. ¿Cantidad o calidad de la progenie? Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago.
- Humaña, A.M. & Riveros, M. 1994. Biología de la reproducción en la especie trepadora *Lapageria rosea* R. et P. (Philesiaceae). *Gayana Bot.* 51: 49-55.
- Jennersten, O. 1988. Pollination of *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Cons. Biol.* 2: 359-366.
- Johannsson, M.H., Gates, M.J. & Stephenson, A.G. 1998. Inbreeding depression affects pollen performance in *Cucurbita texana*. *J. Evol. Biol.* 11: 579-588.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazonia. *J. Trop. Ecol.* 5: 173-185.
- Kearns, C.A. & Inouye, D.W. 1993. Techniques for pollination biologists. University Press of Colorado, Colorado.
- Linhart, Y.B. 1973. Ecological and behavioural determinants of pollen dispersal in hummingbird-pollinated *Heliconia*. *Am. Nat.* 107: 511-523.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biol. Cons.* 66: 185-194.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. Pp: 19-36. En: Schelhas, J. & Greenberg, R. (eds.). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington.
- Pleasant, J.M. 1983. Nectar production patterns in *Ipomopsis agregata* (Polemoniaceae). *Am. J. Bot.* 70: 1468-1475.
- Prober, S.M. & Brown, H.D. 1994. Conservation of the grassy white box woodland: population genetics and fragmentation of *Eucalyptus albens*. *Cons. Biol.* 8: 1003-1013.
- Ramsey, M. & Vaughton, G. 1996. Inbreeding depression and pollinator availability in a partially self-fertile perennial herb *Blandfordia grandiflora* (Liliaceae). *Oikos* 76: 465-474.
- Reush, T.B.H. 2001. Fitness consequences of geitonogamous selfing in a clonal marine angiosperm (*Zostera marina*). *J. Evol. Biol.* 14: 129-138.
- San Martín, J. & Donoso, C. 1996. Estructura florística e impacto antrópico e el bosque maulino de Chile. Pp: 153-168. En: Armesto, J.J., Villagrán, C. & Arroyo, M.K. (eds.). *Ecología de los bosques nativos chilenos*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Sih, A. & Baltus, M.S. 1987. Patch size, pollinator behavior and pollinator limitation in Catnip. *Ecology* 68: 1679-1690.
- Soulé, M.E. 1986. Conservation Biology. The science of scarcity and diversity. Sinauer associates, Sunderland.

- Southwick, E.E., Loper, G.M. & Sadwick, S.E. 1981. Nectar production, composition, energetics and pollinator attractiveness in spring flowers of western New York. *Am. J. Bot.* 68: 994-1002.
- Young, A., Boyle, T. & Brown, T. 1996. The population genetics consequences of habitat fragmentation for plants. *TREE* 11: 414-418.

- Zimmerman, M. 1988. Nectar production, flowering phenology and strategies for pollination. Pp: 157-178. En: Lovett-Doust, J. & Lovett-Doust, L. (eds.). *Plant reproductive ecology, patterns and strategies*. Oxford University Press, New York.



*Lapageria rosea* Ruiz & Pav.

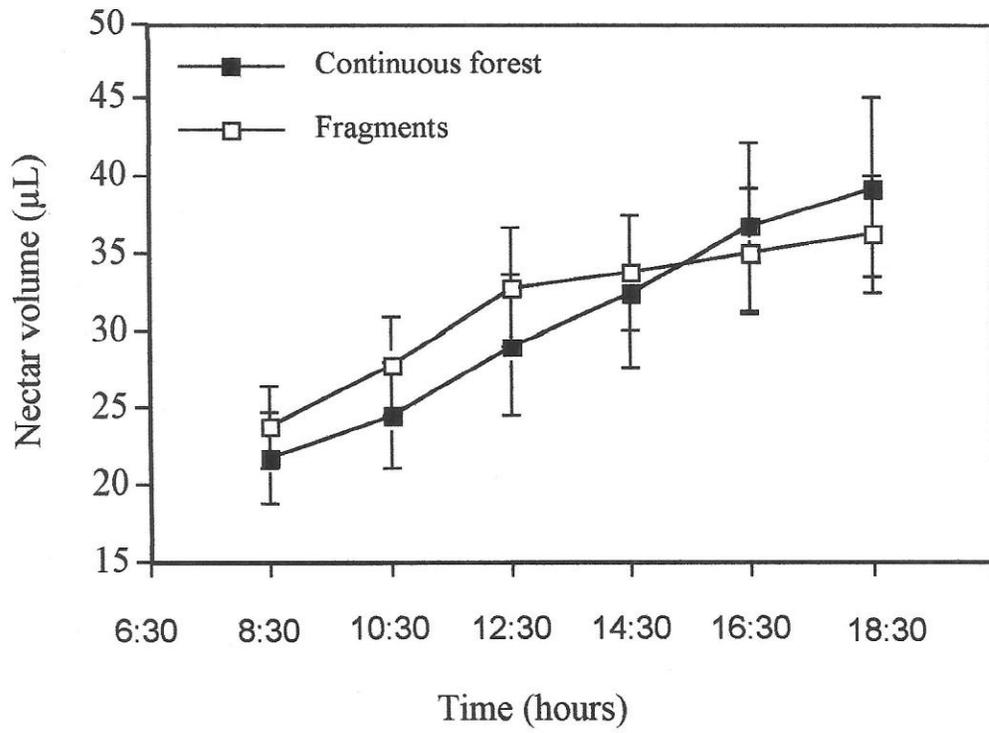


Figura 1. Tasa de producción de néctar de *Lapageria rosea* en el bosque continuo y los fragmentos de bosque (promedio  $\pm$  EE).

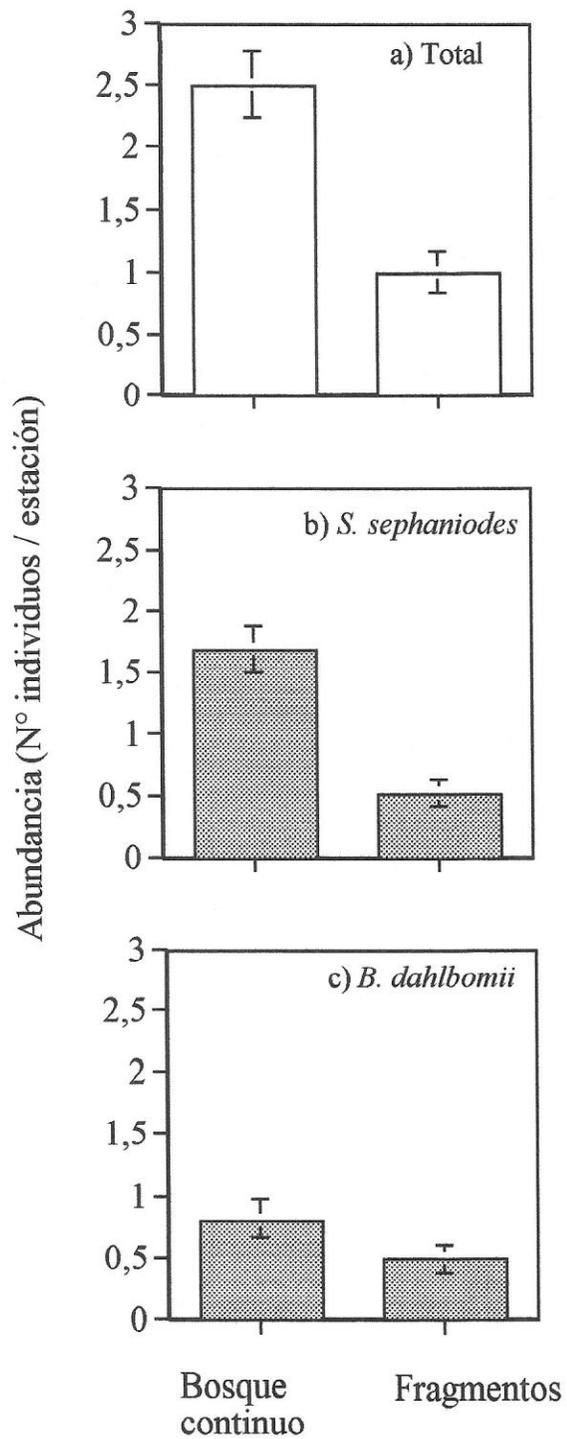


Figura 2. Abundancia de polinizadores en bosque continuo y fragmentos (promedio  $\pm$  EE)

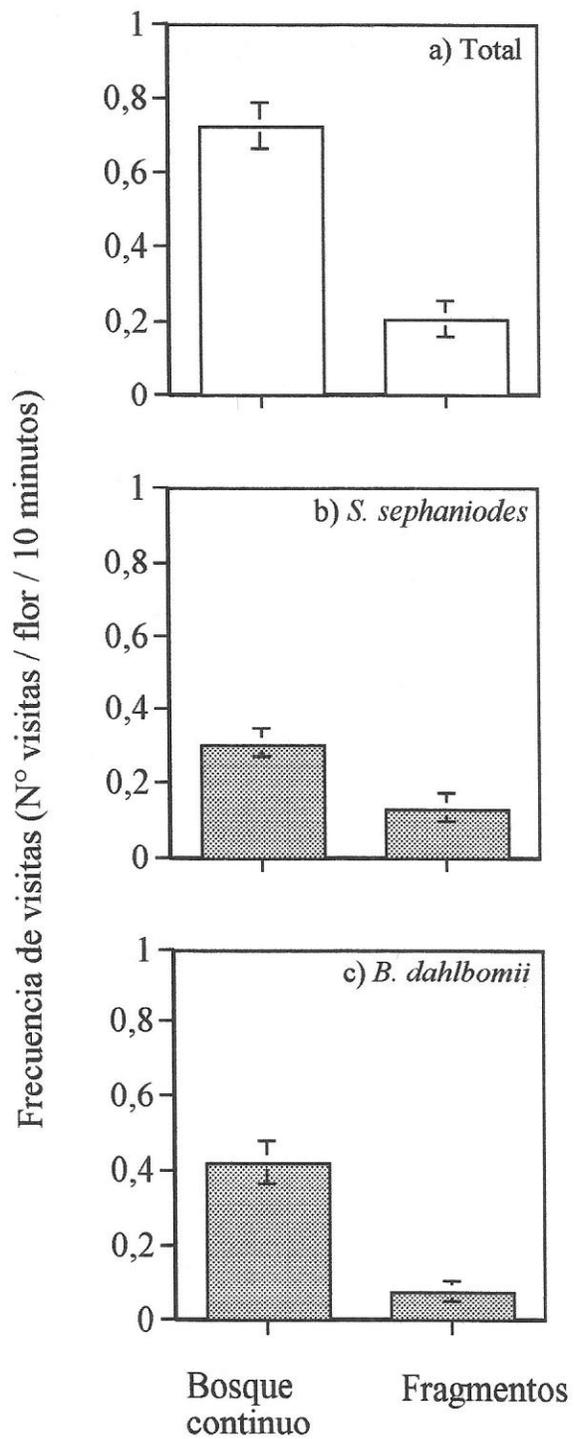


Figura 3. Frecuencia de visitas de polinizadores a *L. rosea* en el bosque continuo y fragmentos (promedio  $\pm$  EE)

