

UCH-FC
NA 6- B
H 519

**CONSERVACION DE *BEILSCHMEDIA MIERSII*
Y LA EFECTIVIDAD DE SU PROTECCION EN CHILE CENTRAL**

Tesis
entregada a la
Universidad de Chile
en cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al grado de
Magister en Ciencias Biológicas con Mención en Ecología

Facultad de Ciencias

01-0213277

por

CAROLINA A. HENRIQUEZ

1996



Director de tesis: Dr. Javier A. Simonetti



FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la comisión de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister Presentada por el candidato

Carolina Andrea Henríquez Leiva

ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de Tesis como requisito de tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Biológicas, con mención en Ecología.

Director de Tesis:

Dr. Javier A. Simonetti

Comisión de Evaluación de Tesis:

Dr. Juan J. Armesto

Dr. Lafayette Eaton

Dr. Rodrigo Medel





AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a los miembros de la comisión que participaron en la revisión de esta tesis, Drs. J.J. Armesto, L. Eaton, R. Medel e I. Serey por sus acertados comentarios y sugerencias. En forma especial quisiera dar las gracias a mi tutor y amigo Dr. Javier Simonetti, por sus consejos tanto en lo académico como en lo personal y por permitir la comunicación a distancia.

Una mención especial merecen mis hermanos, Claudio y Hugo, quienes no dudaron en acompañarme a terreno. Ellos fueron choferes, ayudantes, y hasta cocineros. Gracias por su valiosa ayuda y por darme la oportunidad de compartir con ustedes como en los viejos tiempos. Mi prima Teresa tampoco puede quedar fuera. Ella no solo colaboró en la preparación de las salidas a terreno, sino también con su alegría, cariño y buen humor, hizo más gratas las distintas etapas de esta tesis.

También quiero dar las gracias a Erick Rivera quien participó en algunas salidas a terreno, cooperando desinteresadamente y haciendo más entretenido el trabajo. No puedo dejar de mencionar a mis amigos del Laboratorio de Ecología, Bárbara, Ramiro, Loreto, Claudio R., y a los que son miembros "honorarios", Yaya, Susana, y Ricardo S. por todos los comentarios y apoyo en distintos sentidos en la realización de esta tesis. Especialmente agradezco a mis amigas Bárbara, Yaya y Susana por mantenerme al día, vía e-mail, en lo referente al quehacer en la Facultad, y por que no decirlo, en lo referente a TODO, durante mis periodos de ausencia. En la última etapa agradezco a mis compañeros de oficina Eliseo y Paulina, por hacer más entretenida la corrección de esta tesis y por el buen café diario.

Mis padres, Betty y Hugo, merecen un reconocimiento especial. A ellos debo, entre muchas otras cosas, un apoyo sin condiciones, mi educación, y el amor por la vida y la naturaleza. Nada de esto habría sido posible sin el amor y ayuda de ellos.

Finalmente quiero dar las gracias a Rodrigo, por todos sus consejos, por mirar críticamente esta tesis más de una vez, por la ayuda tanto en la parte conceptual como formal. También quiero darle las gracias por su soporte emocional y por hacer más grato mi trabajo en todo momento. Muchas gracias Rodrigo.

Por último agradezco al personal de CONAF, sobretodo la gente del Parque Nacional La Campana. Ellos contribuyeron en la parte logística y permitieron que este trabajo se llevara a efecto. Del mismo modo agradezco al Departamento de Postgrado y Postítulo de la Universidad de Chile, por otorgarme la beca de Financiamiento de Tesis de Postgrado, que hizo posible esta tesis.



INDICE



	páginas .
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
RESUMEN	v
ABSTRACT	vii
INTRODUCCION	1
Area de estudio	11
METODOLOGIA	13
RESULTADOS	22
Estado de las poblaciones	
a) Estado fitosanitario de los individuos	22
b) Grado de intervención de las poblaciones	22
c) Tamaño y cantidad de individuos reproductivos	27
Regeneración	
a) Estructura de tamaños	28
b) Producción de frutos	28
c) Abundancia de frutos y plántulas en el suelo	30
d) Depredación de frutos	32
e) Supervivencia de plántulas	35
DISCUSION	43
REFERENCIAS	53



LISTA DE TABLAS

	páginas
TABLA 1. Especies con problemas de conservación presentes en Chile central (Región Metropolitana y V región)	3
TABLA 2. Poblaciones de <i>Beilshmedia miersii</i> ; ubicación y algunas características	5
TABLA 3. Estado de los individuos en las poblaciones de <i>B. miersii</i> estudiadas	22
TABLA 4. Especies a las que pertenecen los individuos más cercanos a <i>B. miersii</i> en las poblaciones estudiadas	27
TABLA 5. Producción de frutos y abundancia de frutos y plántulas de <i>B. miersii</i> en el suelo	28
TABLA 6. Actividad animal en las poblaciones de <i>B. miersii</i>	34
TABLA 7. Tiempos medios de sobrevivencia esperados para plántulas de <i>B. miersii</i>	38
TABLA 8. Factores de mortalidad de plántulas de <i>B. miersii</i>	40



LISTA DE FIGURAS

	páginas
FIGURA 1. Diagrama de ubicación geográfica de las poblaciones de <i>B. miersii</i>	14
FIGURA 2. Frecuencias de distancias al vecino más cercano de la misma especie, <i>B. miersii</i>	25
FIGURA 3. Frecuencias de distancias al vecino más cercano, de <i>B. miersii</i> a otra especie arbórea	26
FIGURA 4. Frecuencias de diámetros a la altura del pecho (DAP) en poblaciones de <i>B. miersii</i>	29
FIGURA 5. Probabilidades que un fruto que es dispersado (cae al suelo), sobreviva a la depredación y posteriormente se establezca como plántula en poblaciones de <i>B. miersii</i>	31
FIGURA 6. Supervivencia de frutos postdispersión en <i>B. miersii</i>	33
FIGURA 7. Visitantes, posibles depredadores de frutos de <i>B. miersii</i>	36
FIGURA 8. Supervivencia de plántulas de <i>B. miersii</i>	37
FIGURA 9. Supervivencia de plántulas de <i>B. miersii</i> a la herbivoría	41
FIGURA 10. Supervivencia de plántulas de <i>B. miersii</i> a la desecación	41

RESUMEN

En zonas donde la perturbación humana es muy alta, la sobrevivencia de la biota silvestre estaría seriamente amenazada. Chile central no sería una excepción, esta zona se caracteriza por un fuerte impacto humano por lo que la biota silvestre allí contenida sería especialmente vulnerable. Además solo una fracción muy pequeña del área se encuentra incluida en alguna unidad de conservación.

Beilschmiedia miersii es una especie presente en Chile central y clasificada como especie En Peligro de Extinción. Presenta una regeneración escasa, atribuída principalmente a una fuerte presión por depredación de sus frutos; sin embargo este hecho no ha sido comprobado. La especie se encuentra protegida solo en el Parque Nacional la Campana.

En esta tesis se quiere determinar cuales son los factores más importantes que están limitando el establecimiento de *B. miersii* en Chile central. Además se quiere determinar si estos factores también afectan la regeneración de la especie dentro del único parque donde esta protegida la especie, Parque Nacional la Campana.

Los resultados muestran que efectivamente existe una limitación en la regeneración en la especie, debida básicamente a la depredación de frutos y baja sobrevivencia de plántulas. Los principales factores asociados fueron la presencia de ganado y la desecación, tanto en poblaciones dentro como fuera del parque.

Como recomendación de protección para la especie, y para otras especies vegetales de Chile central, se plantea un cambio de actitud en las formas en que se lleva a cabo la conservación. Debería existir una visión globalizadora, que incluyera no solo el control de los factores que están afectando los procesos de regeneración de las especies, en sitios con o sin protección, sino también considerar las diferencias entre sitios al interior de áreas protegidas o entre áreas protegidas y no protegidas. Además sería necesario considerar a las comunidades humanas locales que habitan en sitios adyacentes a áreas protegidas. Las reservas de la biósfera intentan conciliar estos hechos.

ABSTRACT

Wildlife survival is seriously affected in areas with high levels of human perturbation. Central Chile is one of such areas, where the high levels of human-related impacts might severely put the biota in a vulnerable state. Further, only a very small percentage of central Chile is included in protected areas.

Beilschmedia miersii is a central Chilean tree classified as a species In Danger of Extinction. Although lacking experimental evidence, this species shows meagre regeneration apparently due to seed predation. Currently, this tree species is being protected only in La Campana National Park.

The aim of this thesis is to assess which are the most important factors that limit the establishment of *B. miersii* in central Chile. Moreover, these factors will also be evaluated to see if they also affect tree regeneration within the only national park where the species is being protected, La Campana National Park.

Results show that there is a constraint on tree regeneration owing mainly to seed predation and low seedling survival. The main associated causes where the presence of livestock and seedling desiccation, both inside as well as outside the national park.

I suggest an outlook shift in conservation accomplishment in order to protect *B. miersii* and other central Chilean plant species properly. A global perspective should be favoured, not only considering the factors that decrease species regeneration inside and

outside protected areas, but also taking into account the differences among sites within and between protected and non-protected areas. Furthermore, human settlements neighbouring protected areas should be considered in any conservation task. Biosphere reserves attempt to conciliate these matters.

INTRODUCCION

La tasa extinción de especies ha aumentado significativamente en los últimos 400 años (Ehrlich & Ehrlich 1981, Wilson 1988, WCMC 1992, Smith et al. 1993) aumento atribuído principalmente a factores antrópicos, como deforestación y otras modificaciones del hábitat (Ehrlich 1988, Harris & Silva-López 1992, WCMC 1992). De hecho, entre 1700 y 1980 la superficie de los bosques en el mundo disminuyó en un 19%, mientras que las áreas de cultivos aumentaron en un 466% (Richards 1990, Hannah et al. 1995), lo que implica que la superficie disponible para las especies silvestres ha disminuído globalmente.

Para resguardar a la biota de estas amenazas se han creado zonas especiales: las áreas silvestres protegidas (IUCN 1984). Los parques nacionales, reservas de la biósfera, y monumentos naturales, entre otras, son áreas consideradas cruciales para la mantención de la biodiversidad donde se espera que existan las condiciones adecuadas para la mantención de las especies silvestres (IUCN 1984, 1993). Sin embargo, todo parece indicar, que estas áreas serían insuficientes para dar la protección requerida. Actualmente, las áreas silvestres protegidas representan una superficie muy pequeña del planeta. Las reservas naturales, parques nacionales y monumentos naturales cubren solamente un 3% de la superficie total del planeta (WCMC 1992, McNeely 1994). Esto sugiere que la mayor parte de la biota silvestre se encuentra inmersa en una matriz de

tierras destinadas a diferentes usos, usualmente incompatibles con su sobrevivencia (Wilcox 1980, Soulé 1986, 1991).

En el planeta existirían zonas particularmente críticas o sensibles respecto de la extinción de especies, las cuales serían lugares con niveles extraordinarios de endemismos y que enfrentan un peligro excepcional por destrucción del hábitat (Myers 1994). Dentro de éstas estarían representadas las zonas mediterráneas del mundo (Hannah et al. 1995), en particular Chile central (Myers 1990, 1994, Hannah et al. 1995).

Chile central es un área caracterizada por un fuerte impacto humano, donde su flora y fauna ha sido explotada desde tiempos precolombinos (Simonetti & Cornejo 1990). Recientemente este impacto ha aumentado y actividades como la corta de vegetación, incendios, agricultura o pastoreo por ganado introducido, entre otras, se han hecho cada vez más comunes (Mooney et al. 1972, Armesto & Gutiérrez 1978, Rundel 1981, Cody & Mooney 1978). Estas actividades han convertido a Chile central en una área particularmente vulnerable desde el punto de vista de la conservación de su biodiversidad. Esto se refleja en la alta proporción de especies en peligro de extinción o con algún problema de conservación encontrados en la zona, particularmente a nivel de la vegetación (Benoit 1989). De hecho, en conjunto, las regiones Metropolitana y V contienen aproximadamente un 24% de toda la flora leñosa del país que requiere ser protegida (en la categoría de "en peligro", "vulnerables" o "raras" de la IUCN). Sin embargo, aproximadamente 44% de estas especies no están representadas en áreas silvestres protegidas de la zona (Tabla 1).

TABLA 1. Especies con problemas de conservación presentes en Chile central (Región Metropolitana y V Región). Se indican las áreas silvestres protegidas (A.S.P.) donde se encuentran éstas (Según Benoit 1989).

ESPECIE	A.S.P.
En peligro:	
<i>Avellanita bustillosii</i>	-----
<i>Beilshmedia miersii</i>	P.N. La Campana R.N. Peñuelas
<i>Carica chilensis</i>	R.N. Río Clarillo
<i>Pouteria splendens</i>	-----
<i>Puya venusta</i>	-----
Vulnerables:	
<i>Austrocedrus chilensis</i>	R.N. Río Clarillo
<i>Dasyphyllum excelsum</i>	P.N. La Campana
<i>Jubaea chilensis</i>	P.N. La Campana
<i>Laretia acaulis</i>	R.N. Río Clarillo
<i>Nothofagus glauca</i>	-----
<i>Persea meyeniana</i>	P.N. La Campana R.N. Río Clarillo
<i>Prosopis spp.</i>	-----
Raras:	
<i>Adesmia balsamica</i>	P.N. La Campana
<i>Adesmia resinosa</i>	P.N. La Campana
<i>Citronella mucronata</i>	P.N. La Campana
<i>Maytenus chubutensis</i>	-----
<i>Menodora linoidea</i>	-----
<i>Myrceugenia colchaguensis</i>	-----
<i>Myrceugenia rufa</i>	P.N. La Campana R.N. Peñuelas

Una de las especies endémica de Chile central y con problemas de conservación es *Beilschmiedia miersii* (Belloto del norte)(Gajardo et al. 1987). Esta es una Laurácea arbórea y junto con *B. berteriana*, la otra representante del género en el país, están clasificadas como especies En Peligro de Extinción (Benoit 1989). *Beilschmiedia miersii* se encuentra en los valles y cerros costeros, principalmente en fondos de quebradas cerca de cursos de agua, en laderas de exposición sur y en pequeños valles de depositación creados en el ensanchamiento de pequeñas cuencas (Donoso 1993). El carácter de especie en peligro de *B. miersii* estaría asociado a la regresión de las áreas boscosas de la zona central y centro-sur del país, producto del desmonte continuo de la vegetación, y a que la especie fue explotada intensamente en el pasado para utilizar su madera en la construcción de embarcaciones (Serra et al. 1986). Actualmente se conocen solamente 20 a 25 poblaciones de la especie, la mayoría de ellas sin protección alguna, constituidas solo por unas pocas docenas de individuos y ubicadas en terrenos dedicados mayormente a actividades como la ganadería, pastoreo o agricultura (Tabla 2; Serra et al. 1986, Gajardo et al. 1987).

Observaciones cualitativas indican que la regeneración natural en *B. miersii* en general es escasa, a pesar que tendría una abundante producción de frutos (Gajardo et al. 1984, Serra et al. 1986). Estos son drupas de aproximadamente 4 cm. de largo por 2 a 3 cm. de ancho (Donoso 1974, Rodríguez et al. 1983). La deficiencia en la regeneración en esta especie estaría relacionada a una fuerte presión de depredación de frutos por parte del ganado introducido y por roedores silvestres (Serra et al. 1986); de hecho, en la mayoría de los sitios donde está presente *B. miersii* y existe ganadería o pastoreo por animales, no se observa regeneración de la especie (Tabla 2).

TABLA 2. Poblaciones de *Beilschmedia miersii*: ubicación y algunas características. (Según Gajardo et al. 1987). La ausencia de regeneración se asocia a la presencia de actividades como crianza de ganado o pastoreo por animales introducidos (Prueba exacta de Fisher, g.l.= 3, p= 0,01).

POBLACION ubicación (Lat.S; Long.O)	TAMAÑO* (ha.)	DENSIDAD (ind/ha.)	USO DEL TERRENO	PRESENCIA REGENERACION
El Ajial Longotoma 32°14',71°16'	500	30-40 (variable)	Ganadería Agricultura Producción carbón	Si
Guaquén Longotoma 32°13',71°18'	50	4-6	Pastoreo caprino Agricultura Cosecha leña	No
Cerro Imán Longotoma 32°26',71°23'	?	?	Pastoreo Cosecha leña Minería	?
Las Salinas de Pullalli Papudo 32°26',71°23'	12p 80	8-10	Ganadería	No
Las Salinas de Pullalli Papudo 32°26',71°23'	3p	2	Ganadería	No
Los Corrales Zapallar 32°30',71°23'	15-20p 40-50	10-12	Ganadería Agricultura	No
Quebrada el Tigre Zapallar 32°33',71°26'	50p 400	12-15	Ganadería Captación de agua	Si
Aguas Claras de Cachagua Zapallar 32°36',71°26'	3-4p 350	12-15	Ganadería	Si
Aguas Claras de Cachagua Zapallar 32°35',71°24'	4-5p 50+	12-15	Ganadería Agricultura	Si

TABLA 2. (Continuación)

POBLACION ubicación (Lat.S; Long.O)	TAMAÑO* (ha.)	DENSIDAD (ind/ha.)	USO DEL TERRENO	PRESENCIA REGENERACION
Quebrada el Cajón Zapallar 32°33',71°26'	4-5p 70	8-10	Captación de agua	Si
Altos de Pucalán Puchancaví 32°46',71°17'	10p 150	12-15	Ganadería Agricultura Cosecha leña Producción carbón	No
La Canela Puchancaví 32°43',71°19'	1p 150	2-3	Ganadería Agricultura Cosecha leña Producción carbón	No
La Quebrada Puchancaví 32°43',71°19'	4p 150	6-8	Ganadería Agricultura Cosecha leña Producción carbón	No
Cerro Estaquitas Cuesta El Melón 32°37',71°14'	2p 200-250	2-5	Ganadería Agricultura Cosecha leña Producción carbón	No
Talaquén de quebradilla Cuesta El Melón 32°33',71°08'	3p 60	8-10	Ganadería Agricultura	No
Granizo Parque N. La Campana 32°59',71°08'	5-6 120-150	8-10	Parque Nacional Minería	Si
Cajón San Pedro Parque N. La Campana 32°57',71°10'	2-3p 80	12-15	Parque Nacional	Si
Los Perales Marga-Marga 33°09',71°18'	5p 200-300	20-25	Agricultura	Si

TABLA 2. (Continuación)

POBLACION ubicación (Lat.S; Long.O)	TAMAÑO* (ha.)	DENSIDAD (ind/ha.)	USO DEL TERRENO	PRESENCIA REGENERACION
La Viluma Carmen Alto 33°47',71°00'	15p 200-250	35-40	Ganadería Producción carbón	Si
Cajón de Aculeo Carmen Alto 33°50',71°00'	?	?	Ganadería Producción carbón	?
Tantehue Cuesta los Guindos 33°50',71°08'	2	5-8	Pastoreo ovino y bovino Agricultura Producción carbón	No
Cajón del Rey Cuesta Los Guindos 33°55',71°07'	18-20p 100-120	8-10	Ganadería Producción carbón	Si
Casas Viejas San Juan de Piche 33°57',71°04'	2	6	Ganadería Extracción leña	No
Cuesta el Cepillo Laguna de Aculeo 33°51',71°59'	30-40p	?	Ganadería Extracción leña Turismo	No
Quebrada Abrantes Laguna Aculeo 33°54',70°50'	3-6	3-6	Ganadería Extracción leña Producción carbón	No

* p indica que se realizó una prospección de un área del tamaño indicado. Bajo este valor se muestra el tamaño estimado del área boscosa donde se encuentra la especie.

? no se tienen datos al respecto.

Además, otros factores también podrían estar afectando la regeneración en la especie, como cambios microclimáticos producto de la apertura del dosel (i.e. desecación en zonas con poca o sin cobertura arbórea o arbustiva) o la herbivoría por *Oryctolagus cuniculus*. Estos dos factores, han sido descritos como los factores más importantes de mortalidad de plántulas de varias especies herbáceas y arbustivas de Chile central (Fuentes et al. 1983, 1984). Sin embargo, los factores causales de la falta de regeneración en *B. miersii* no han sido demostrados.

La pérdida de *B. miersii* implicaría tanto la pérdida de una especie endémica, como la pérdida de un 20% de la familia Lauraceae en Chile, lo que muestra la importancia de proteger efectivamente a esta especie. Actualmente, el único sitio donde se encuentra protegida *B. miersii* es en el Parque Nacional La Campana (Benoit 1989), por lo que se esperaría entonces que las poblaciones de la especie que se encuentran dentro del parque estén en buen estado de conservación y presenten regeneración. Sin embargo, las áreas protegidas han sido criticadas por no brindar, o brindar parcialmente, las condiciones necesarias para la sobrevivencia de la biota (Simonetti en prensa a, b). Al respecto existen evidencias que las superficies de áreas silvestres protegidas son insuficientes para mantener poblaciones viables de mamíferos (Newmark 1987, Redford & Robinson 1991, Mella & Simonetti 1994) o no contienen a todas las especies con problemas de conservación (Simonetti & Armesto 1991, Pacheco et al. 1994). Por ejemplo, solamente dos de las seis especies arbóreas consideradas en peligro de extinción de los ecosistemas templados de Chile están representadas en el sistema de áreas silvestres protegidas, no obstante el 94% de la superficie protegida de Chile se encuentra precisamente en los ambientes templados (Simonetti & Armesto 1991).

Por otro lado, las áreas silvestres protegidas también reciben amenazas externas, como expansión de pesticidas desde cultivos adyacentes (Machlis & Tichnell 1985), contaminación atmosférica desde ciudades y complejos industriales distantes, incluyendo lluvia ácida (Schreiber & Newman 1988, Harte & Hoffman 1989, Graham et al. 1990) o invasión de especies exóticas (Janzen 1983, Duffey 1988, Macdonald et al. 1989). Es posible que todos estos factores afecten procesos como la regeneración de las especies al interior de las áreas silvestres protegidas. Por ejemplo, especies introducidas como cabras, ganado, o roedores introducidos han impedido el reclutamiento de plántulas de varias especies nativas protegidas en distintas reservas, especialmente islas (Coblentz 1978, Hoeck 1984, Cronk 1986, Breythenbach 1986, Duffey 1988, Acevedo 1990, Veblen et al. 1991).

La presencia de especies introducidas, en particular, podría ser importante en Chile central. De hecho el Parque Nacional La Campana ha sido invadido por especies introducidas, como ganado doméstico (cabras, vacas, caballos) (Bustamante 1992), el conejo europeo *Oryctolagus cuniculus* (Macdonald et al. 1988), y ratas (*Rattus rattus*) (Simonetti 1983), pudiendo tener un efecto negativo sobre la regeneración de las especies nativas leñosas, como *B. miersii*, a través del consumo de sus frutos, semillas y plántulas (e.g., Fuentes et al. 1983).

Si la regeneración de *B. miersii* está limitada por factores que operan en etapas postdispersión de frutos, se esperaría que éstos fueran producidos pero que de todos modos no se observara regeneración. Así también, si la mortalidad de frutos o plántulas han limitado la regeneración en la especie durante algunas generaciones, la estructura de tamaños de los individuos dentro de una población reflejaría este hecho. De este modo la ausencia de individuos de tamaños pequeños e intermedios es decir, frutos, plántulas

y juveniles, indicarían ausencia de reclutamiento de nuevos individuos. Por otra parte, si los factores que limitan la regeneración en la especie están también presentes dentro de áreas silvestres protegidas, la protección de *B. miersii* podría ser similar en sitios dentro del parque que en sitios fuera de éste.

En condiciones con baja intervención antrópica, *B. miersii* tiende a formar bosquetes puros, con dominancia tanto en los estratos arbustivos y arbóreos (Serra et al. 1986), por lo que en áreas silvestres protegidas se esperaría que las poblaciones presentaran estas características. Por otro lado, las distancias a vecinos más cercanos de la misma especie (Belloto-Belloto), o a otra especie (Belloto-otra especie arbórea), podrían ser indicadoras del grado de intervención de las poblaciones. De este modo, distancias menores entre Belloto-Belloto y distancias mayores a vecinos más cercanos de otra especie, podrían reflejar un menor grado de intervención. Las características del vecino más cercano de otra especie presente también podría entregar información respecto del grado de intervención de las poblaciones. Por ejemplo, si las otras especies presentes son de ambientes xerofíticos, y se encuentran a distancias menores respecto de *B. miersii*, se podría pensar que en el sitio ha existido una tendencia a la apertura del dosel, o presencia de algún tipo de intervención, y por lo tanto se han podido establecer éstas especies más resistentes a la desecación. Si por el contrario las otras especies más frecuentes son típicas de ambientes húmedos y están a mayores distancias de *B. miersii*, podríamos pensar que el grado de intervención ha sido menor. En este contexto, el objetivo general de esta tesis es estudiar las posibilidades de regeneración de una especie en peligro de extinción, *Beilschmiedia miersii* (Belloto del Norte) en Chile central; determinando los principales factores que la afectan, y comprobando si la regeneración de la especie es similar en áreas protegidas, dentro de un parque nacional, respecto de poblaciones fuera del parque.

Como objetivos específicos de la tesis se plantea:

- 1) determinar cuales son las etapas limitantes en la regeneración de *B. miersii* y los factores que la afectan.
- 2) determinar si estos factores operan por igual en sitios dentro del único parque donde se encuentra protegida la especie, Parque Nacional La Campana, o en áreas fuera de este.
- 3) determinar si el establecimiento y sobrevivencia de plántulas en esta especie es mayor en áreas dentro del parque, o áreas fuera de éste.

AREA DE ESTUDIO

Este estudio fue realizado en el Parque Nacional La Campana, ubicado en la Cordillera de la costa central de Chile, en los 32°57'S; 71°05'O. Esta zona fue declarada Parque Nacional en 1967 y cuenta con una superficie de 8.000 ha (Rundel & Weisser 1975). El Parque contiene casi la totalidad de las formaciones vegetales de Chile central, como matorral, bosque hidrófilo, bosque de *Nothofagus*, bosque esclerófilo, vegetación de alta montaña, y bosques de palmas (Rundel & Weisser 1975, Villaseñor & Serey 1980). Además contiene una de las 19 especies en la categoría de en peligro de extinción (5% de las especies en peligro), tres de la 21 especies vulnerables (14% de las especies vulnerables), y dos de las 26 especies en la categoría de raras (8% de las especies raras) (Tabla 1, Benoit 1989).

En este parque se encuentran las únicas poblaciones protegidas de *B. miersii* (Benoit 1989, Gajardo et al. 1987), y fuera de sus límites todavía permanecen algunos bosques remanentes de la especie ubicados en torno a quebradas. Del mismo modo en este

parque se encuentran las únicas poblaciones protegidas de *Dasiphylum excelsum* y *Jubaea chilensis*, ambas especies clasificadas como Vulnerables según Benoit (1989).

La principal actividad humana en la zona adyacente al parque es el pastoreo y en segundo término la agricultura, por lo que la mayor parte de las tierras que rodean al parque están dedicadas a estos propósitos (Rundel & Weisser 1975, Macdonald et al. 1988) y serían inadecuadas para la protección de *B. miersii*.

METODOLOGIA

Se escogieron cuatro poblaciones de *Beilschmedia miersii*, dos ubicadas dentro del Parque Nacional La Campana, Granizo y Cajón Grande, y dos ubicadas en sitios fuera del parque, Callejón el Peumo y El Tranque (Fig. 1). Se consideraron como poblaciones distintas a los conjuntos de individuos de *B. miersii* ubicados en quebradas distintas, separados por cerros, sitios de cultivo o caseríos. No existe presencia de individuos entre las quebradas.

Las poblaciones dentro del parque se ubican en quebradas diferentes y cerca de los dos caminos principales de acceso al Parque, por el sector de Olmué. Inmediatamente fuera de los límites del Parque, por el sector Granizo, se observan pequeños caseríos y parcelas y no hay evidencia de crianza de ganado en forma masiva. Por el sector de Cajón Grande, sin embargo, en un predio inmediatamente adyacente a la entrada al Parque existe crianza de ganado caprino (varias decenas de animales).

Las dos poblaciones fuera del parque se ubican en sitios pertenecientes a la comunidad de habitantes del pueblo de Olmué. La población ubicada en Callejón el Peumo está rodeada por un sembradío y pequeñas parcelas, y suele ser un sitio de paso del ganado, especialmente vacuno. La población ubicada en El Tranque se encuentra al fondo de un terreno donde se practican actividades como el rodeo, y cerca de pequeñas parcelas. En este sitio se observan algunas cercas que impiden el paso libre de animales a un sector

restringido del área. Sin embargo, ocasionalmente, se permite el paso del ganado dentro del sitio, vacuno y caballos principalmente.

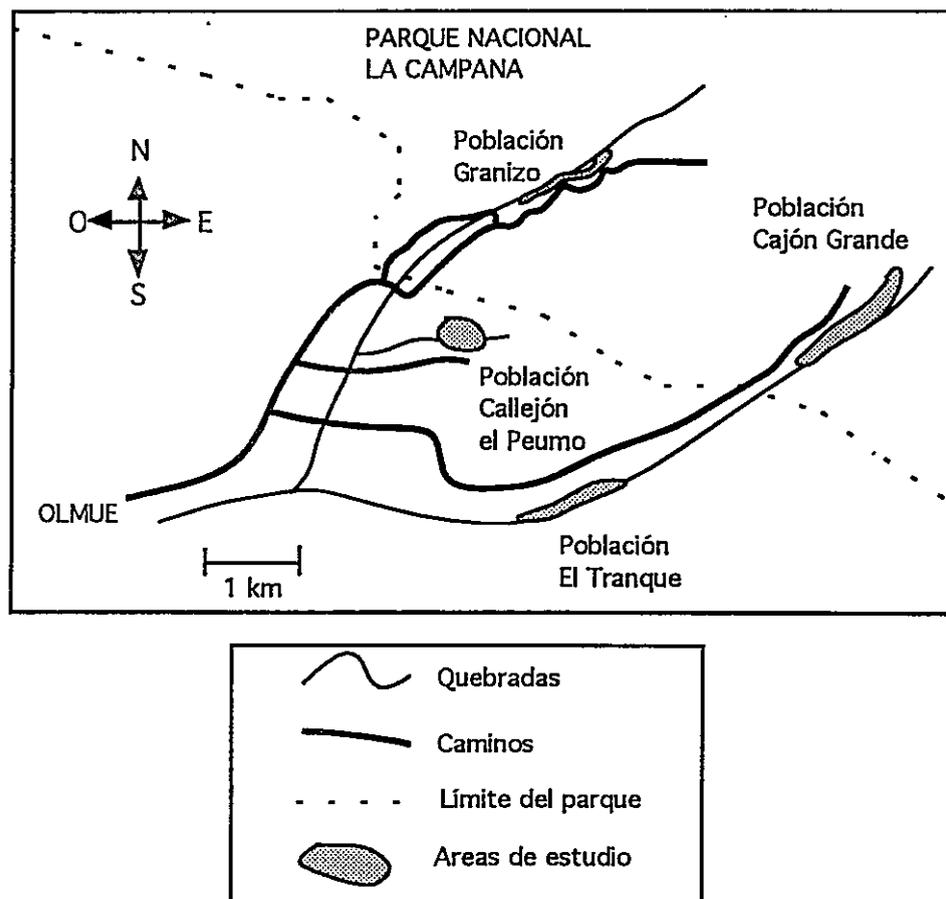


FIG. 1. Diagrama de ubicación geográfica de las poblaciones de *B. miersii*.

En estas cuatro poblaciones se estudiaron y compararon aspectos relacionados con la regeneración y su estado de conservación, haciendo énfasis en la comparación en los factores que determinan la regeneración en las poblaciones de dentro del parque y las poblaciones de fuera del mismo. El estudio de estas poblaciones permitió observar si la variación interpoblacional, dentro/fuera, es similar a la variación de las poblaciones al interior o al exterior del parque; además permitió la comparación entre sitios sometidos a distintas formas de intervención (ganado caprino/ganado vacuno/caballos).

DESCRIPCION Y ESTADO DE LAS POBLACIONES

A fin de realizar una descripción de las poblaciones se analizaron variables indicadoras del estado de su conservación, haciendo un censo y dando cuenta de: a) el estado fitosanitario de los individuos, mediante observación de presencia/ausencia de patógenos en cada árbol, b) el grado de intervención antrópica, por: i) cantidad de individuos con evidencias de daño, con parte del tronco cortado, con el total del tronco cortado (tocones), o árboles muertos en el suelo, ii) las distancias a los vecinos más cercanos de la misma especie (belloto-belloto) a otra especie arbórea (belloto-otra especie). La otra especie arbórea presente fue distinguida de acuerdo sus características de tolerancia a ambientes secos o húmedos (especies méxicas o xéricas) (Armesto & Martínez 1978, Armesto et al. 1979, Martínez & Armesto 1983, Montenegro et al. 1981), c) estado reproductivo de los individuos, por presencia/ausencia de frutos y/o flores.

REGENERACION

El éxito de la regeneración de *B. miersii* fue analizado midiendo a) la estructura de tamaños en las poblaciones, b) la producción de frutos, c) la abundancia de frutos y plántulas en el suelo, d) la sobrevivencia de frutos en el suelo, y e) la sobrevivencia de plántulas de la especie.

a) Estructura de tamaños en las poblaciones.

La estructura de tamaños en las poblaciones fue estudiada midiendo el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los individuos (ver Veblen et al. 1981, para ejemplo de esta metodología). Se midieron todos los individuos en las poblaciones Granizo, Callejón El Peumo y El Tranque (áreas de 1ha aproximadamente) y una muestra de 53 individuos en la población Cajón Grande. Las distribuciones de frecuencias de tamaños de los individuos fueron comparadas utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf 1995).

b) Producción de frutos.

Durante la época de dispersión de frutos de *B. miersii*, desde mediados de Enero a fines de Abril de 1994, se colgaron trampas de género de 1m² en 10 árboles (una trampa por árbol) por población. Estas fueron revisadas periódicamente, contando y retirando los frutos caídos. Luego de 71 días de observaciones, cuando ya había terminado la dispersión de frutos, se determinó la cantidad total de frutos caídos por trampa. Algunas de las trampas fueron removidas o destruidas por visitantes o pobladores cercanos (dos en Cajón Grande y El Tranque, y cuatro en Granizo y Callejón el Peumo); los datos de estas trampas fueron excluidos del análisis.

c) Abundancia de frutos y plántulas en el suelo.

A principios de Febrero 1994, en el período de máxima dispersión de frutos de *B. miersii*, se evaluó la abundancia de frutos en el suelo y plántulas en cada población. Se realizaron siete transectos de 30 metros de largo, en sentido transversal a las quebradas donde se encontraban los árboles. Cada transecto fue hecho a partir de un árbol adulto, 15 metros hacia arriba de la quebrada y 15 metros hacia abajo, realizando en total siete transectos por población. Cada 1,5 m se registró el número de frutos y plántulas presentes en un cuadrado de 0,25 m² (n=154 cuadrados por población).

A fin de evaluar el destino de un fruto desde el momento en que es dispersado hasta que se establece una plántula en la especie, se estimaron las probabilidades de pasar desde una categoría a otra (fruto antes de la dispersión, postdispersión y estado de plántula) en las cuatro poblaciones. Dichas probabilidades se estiman como la proporción de individuos que pasan desde un estado a otro y fueron obtenidas a partir de los datos obtenidos en los puntos b) y c). El número de frutos caídos, en el suelo, o el número de plántulas presentes fue estandarizado a una misma unidad de superficie, 1m². Dado que en el trabajo no se siguieron cohortes de frutos en el tiempo, las probabilidades solo pretenden ilustrar lo que podría estar sucediendo en las distintas poblaciones.

d) Depredación de frutos.

A fines de Enero 1994, se dispuso en el suelo un total 15 réplicas con 15 frutos de *B. miersii* en cada población. Las réplicas fueron distribuidas al azar en parcelas de 0,25 m². El número de frutos por réplica fue elegido de acuerdo al rango máximo de

densidad de frutos encontrados en terreno para esa época del año en una parcela de similar tamaño. Periódicamente, por 25 días, se contó el número de frutos remanentes. Debido al gran tamaño del fruto y a la ausencia de animales dispersores de éstos, o de otras formas de dispersión en la especie, se supuso que los frutos removidos habían sido consumidos y por lo tanto no habían sobrevivido.

La sobrevivencia de frutos para cada población fue representada mediante curvas de sobrevivencia (Cox & Oakes 1984, Pyke & Thompson 1986), las que indican la probabilidad que un individuo, en este caso fruto, sobreviva al menos hasta un tiempo especificado (Cox & Oakes 1984, Benedetti et al. 1992). Los análisis de sobrevivencia fueron realizados utilizando la prueba de Peto & Prentice, también denominada prueba generalizada de Wilcoxon (Prentice & Marek 1979, Lawless 1982). Esta prueba permite emplear observaciones incompletas, es decir datos de individuos que no han sido observados hasta el momento en que mueren, por ejemplo, individuos que se pierden durante el curso del experimento o que sobreviven hasta finalizar el experimento (Cox & Oakes 1984).

La prueba de Peto & Prentice pesa la diferencia entre las respuestas esperadas y observadas para un tiempo particular usando un estimador de la función de sobrevivencia (Benedetti et al. 1992). En este caso esta estimación fue realizada mediante el método no paramétrico del producto-límite, o estimación de Kaplan-Meier (Kaplan & Meier 1958, Cox & Oakes 1984, Muenchow 1986; ver Herrera et al. 1994, como ejemplo de utilización de estos métodos).

En este método, $f(t)$ es el estimador de la sobrevivencia para un tiempo específico a_j , denominado S más adelante. De este modo:

$$f(t) = \prod (1 - d_j/r_j) = S$$

donde: r_j = número de individuos en un tiempo específico a_j .

d_j = número de individuos que muere al tiempo a_j .

Identificación de los depredadores de frutos:

Para identificar a los depredadores de frutos se dispuso una trampa de arena fina en torno a cada cuadrante con frutos. Ello permite obtener y reconocer sus huellas. Periódicamente, junto con contar el número de frutos remanentes, se determinaron las huellas asociadas a la desaparición de frutos. Cuando habían huellas sobrepuestas haciendo imposible el poder distinguir las, los datos no fueron considerados y fueron incluidos en la categoría de "no determinado".

Paralelamente se estudió la actividad, como intensidad de uso, de animales como ganado (caprino, vacuno y caballos), conejo europeo o roedores en cada población. Se realizó una estimación de la abundancia de fecas en cada población midiendo la frecuencia encontrada en seis transectos de 50 m cada uno por población. Los transectos fueron dispuestos paralelamente y separados por 15 m aproximadamente. Cada 1,5 m se identificó y anotó la presencia/ ausencia de fecas en un cuadrado de $0,25\text{m}^2$, observando un total de 204 cuadrados por sitio. Las frecuencias encontradas fueron comparadas mediante una Prueba de Proporciones (Zar 1984). Debido a la dificultad de distinguir

con exactitud fecas, o fragmentos de fecas de ganado vacuno respecto de caballos, ambos tipos de animales fueron considerados en una misma categoría.

e) Supervivencia de plántulas.

A mediados de Febrero de 1994 se plantaron 50 plántulas de *B. miersii* en cada población. Se utilizaron plantas de menos de un año de edad provenientes de un vivero. Las plantas fueron dispuestas en 10 transectos de 50 m cada uno, por población, poniendo una planta cada 10 metros. Los transectos fueron puestos en forma paralela separados por 20 m aproximadamente. Veinte de las 50 plantas fueron protegidas con malla metálica, actuando como control para la mortalidad de plántulas por efecto de herbívoros (e.g. Fuentes et al. 1984). Periódicamente por 91 días se registró el número de plantas vivas o muertas y la causa de mortalidad en cada caso.

En el caso de mortalidad por herbivoría fue posible distinguir entre la acción de ganado (tipo caprino o vacuno) y la acción de conejos silvestres ya que el corte de las hojas presenta un patrón muy distinto. El ganado caprino y vacuno consumen las hojas y los tallos juntos mientras que los conejos consumen solo partes de hojas u hojas jóvenes, dejando huellas de pequeñas mascaradas en las hojas y los tallos intactos.

La supervivencia de plántulas fue comparada mediante curvas de supervivencia (Cox & Oakes 1984, Pyke & Thompson 1986), distinguiendo entre supervivencia total (las 50 plántulas por sitio), supervivencia a herbivoría (30 plántulas por sitio, plántulas sin malla metálica) y supervivencia a desecación (20 plántulas por sitio, protegidas con malla metálica). Las curvas fueron comparadas mediante la prueba de Peto-Prentice (Prentice & Marek 1979, Lawless 1982). La probabilidad de

sobrevivencia se estimó mediante el método de producto-límite (Kaplan & Meier 1958, Cox & Oakes 1984, Muenchow 1986) utilizando el paquete estadístico BMDP (Benedetti et al. 1992).

Para el caso de todos los análisis efectuados, se analizó la normalidad de los datos ajustando la curva de residuos a una curva normal mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf 1995), y se estudió la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett (Sokal & Rohlf 1995). Cuando los datos no fueron normales o no existía homogeneidad de varianzas se aplicó estadística no paramétrica.

RESULTADOS

ESTADO DE LAS POBLACIONES

a) Estado fitosanitario de los individuos.

Solamente en Cajón Grande se detectaron individuos atacados por patógenos, principalmente en las hojas, sin embargo éstos representaron menos de un 2% del total de la población estudiada (n= 53 para Cajón Grande, n= 20 para Granizo, n=33 para El Tranque y n= 23 para Callejón el Peumo).

b) Grado de intervención de las poblaciones.

Las cuatro poblaciones mostraron individuos con evidencias de daño. Fuera del parque se observan mayores porcentajes de individuos con el tronco completamente cortado (tocones) o con ramas cortadas (Tabla 3). El porcentaje de individuos con el tronco completamente cortado fue más alto en la población Callejón el Peumo.

TABLA 3. Estado de los individuos en las poblaciones de *B. miersii* estudiadas. Las cifras entre paréntesis representan porcentajes del total de individuos.

INDIVIDUOS	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande n=53	Granizo n=20	El Tranque n=33	Callejón el Peumo n=23
Con ramas cortadas	1(1,9%)	0	1(3,0%)	0
Tocones	1(1,9%)	0	1(3,0%)	3(13%)
Muertos en el suelo	0	0	0	1(4,3%)

Distancias a vecinos más cercanos de *B. miersii*, y características de éstos.

Las distribuciones de frecuencias de distancias a vecinos conoespecíficos más cercanos (Belloto-Belloto), no difieren entre las poblaciones (Prueba de Kolgomorov-Smirnov, $D_{\text{máx.}} < 0,29$ en todas las comparaciones; g.l.= 1; $p >> 0,1$). En Cajón Grande la mediana corresponde a los 3,35 m, en Granizo es de 4 m, en El Tranque 3,7 m y en la población de Callejón el Peumo es de 3,35 m (Fig.2).

Respecto de la distribución de frecuencias de distancias a vecinos más cercanos de otra especie arbórea (Belloto-otra especie), solamente la población Cajón Grande fue significativamente distinta de la población Callejón el Peumo. En Cajón Grande, las distancias más frecuentes están desplazadas hacia tamaños menores (Kolmogorv-Smirnov; $D_{\text{máx.}} = 0,34$; g.l.=1; $p = 0,03$) (Fig. 3). En Cajón Grande la mediana fue 1,5 m mientras que en la población Callejón el Peumo correspondió a 2,3 m. En la población de Granizo y El Tranque las medianas fueron de 1,9 m y 2,2 m, respectivamente.

Las especies *Peumus boldus*, *Cryptocarya alba* y *Myrceugenia* sp., especies consideradas típicas de ambientes méxicos (Armesto & Martínez 1978, Armesto et. al 1979, Donoso 1982, Martínez & Armesto 1983), estuvieron presentes e igualmente representadas en las cuatro poblaciones (Análisis de proporciones, $\chi^2 = 6,9$; g.l.=3; $p = 0,15$). Especies como *Azara* sp. y *Schinus* sp. que se encuentran en una situación intermedia en el rango de tolerancia a ambientes secos (Armesto & Martínez 1978, Armesto et al. 1979), se registraron en tres de las cuatro poblaciones (solo en Callejón el Peumo no se registraron), sin embargo sus porcentajes de representitividad

fueron similarmente en las cuatro poblaciones (Análisis de proporciones, $\chi^2= 5,0$; g.l.=3; $p = 0,2$)(Tabla 4).

Las especies *Berberis sp.*, *Lithraea caustica* y *Quillaja saponaria*, asociadas a ambientes más xéricos de sitios más abiertos con menor cobertura arbórea (Armesto & Martínez 1978, Armesto et. al 1979, Donoso 1982, Martínez & Armesto 1983, Montenegro et al. 1981), estuvieron marginalmente más representadas en la población Cajón Grande pero las diferencias no fueron significativas ($\chi^2= 7,3$; g.l.= 3; $p= 0,07$) (Tabla 4).

Finalmente, la población Cajón Grande muestra una tendencia a poseer individuos más cercanos a *B. miersii* pertenecientes a especies descritas para ambientes intermedios o xéricos que el resto de las poblaciones. A su vez estos individuos están a menores distancias respecto de la situación encontrada en las otras poblaciones. Sin embargo, al comparar el otro extremo, es decir la población que presenta las mayores distancias entre *B. miersii* y otra especie, Callejón el Peumo, se observa que la representatividad de especies xéricas es similar que en Cajón Grande. Esto demuestra que, independiente de las distancias a *B. miersii* o de pertenecer o no a una población dentro o fuera del parque, la representatividad de especies asociadas a ambientes intermedios o xéricos fue similar entre las poblaciones.

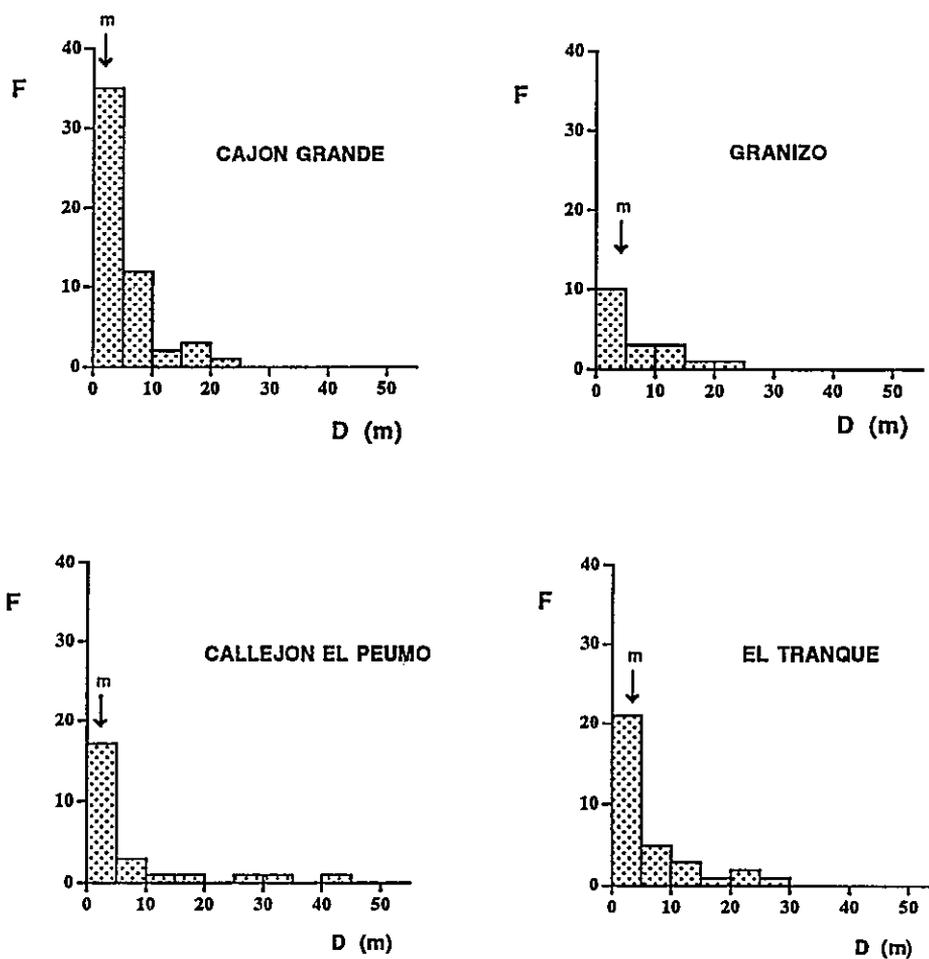


FIG. 2. Frecuencias de distancias al vecino más cercano de la misma especie, *B. miersii* (m =mediana).

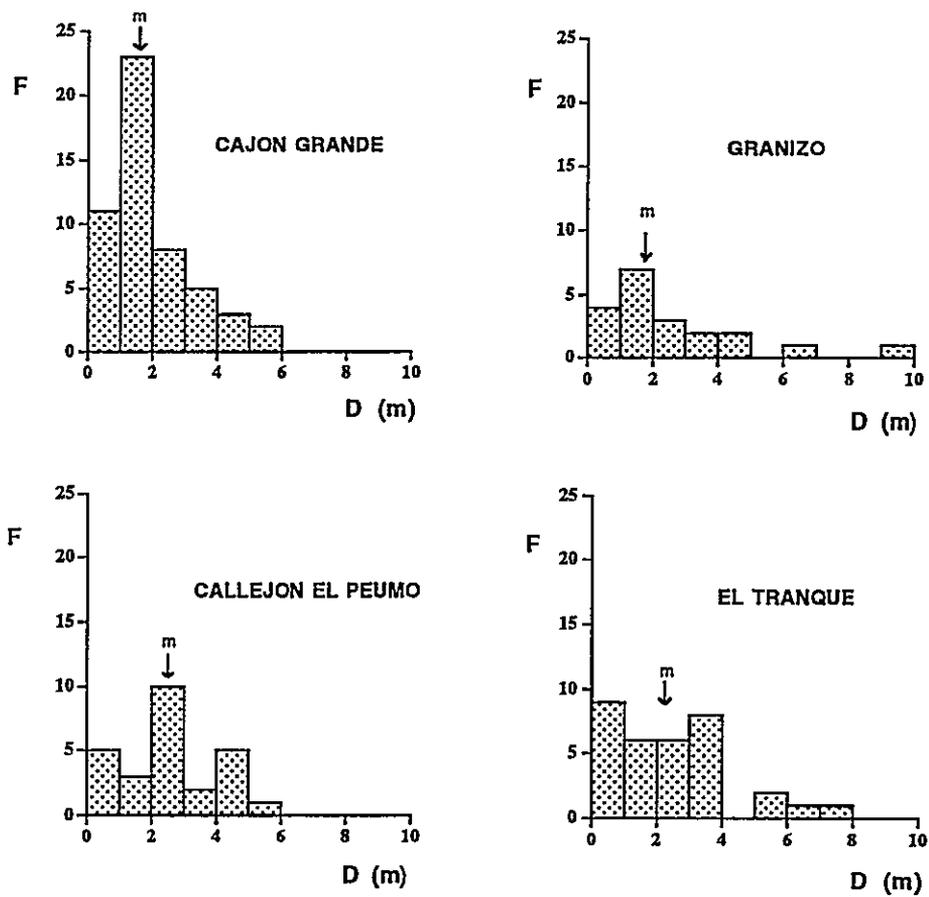


FIG. 3. Frecuencias de distancias al vecino más cercano de *B. miersii* a otra especie arbórea (m=mediana).

TABLA 4. Especies a las que pertenecen los individuos más cercanos a *B. miersii* en las poblaciones estudiadas. Se muestra el número de veces que esta presente un individuo de la especie indicada como vecino más cercano a Belloto. También entre paréntesis se muestra el porcentaje que representan las especies méxicas, intermedias y xéricas dentro del total de especies en las distintas poblaciones.

	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande	Granizo	El Tranque	Callejón el Peumo
Especies ambientes mésicas:	n	n	n	n
<i>Peumus boldus</i>	16	3	17	9
<i>Cryptocarya alba</i>	12	8	7	7
<i>Myrceugenia sp.</i>	10	6	6	7
Total individuos esp. méxicas	38 (74,5%)	17 (85%)	30 (93,7%)	23 (88,5%)
Especies ambientes intermedias:				
<i>Azara sp.</i>	5	3	2	0
<i>Schinus sp.</i>	2	0	0	0
Total individuos esp. intermedias	7 (13,7%)	3 (15%)	2 (6,25%)	0 (0%)
Especies ambientes xéricas:				
<i>Berberis sp.</i>	0	0	0	3
<i>Lithraea caustica</i>	6	0	0	0
<i>Quillaja saponaria</i>	1	0	0	0
Total individuos esp. xéricas	7 (13,7%)	0 (0%)	0 (0%)	3 (11,5%)
TOTAL	52	20	32	26

c) Tamaños y cantidad de individuos reproductivos.

Los porcentajes de individuos reproductivos superaron el 30% en cada caso, correspondiendo a un 38% en Cajón Grande (20 de 53 individuos), un 60% Granizo (12 de 20 individuos), un 70% en El Tranque (23 de 33 individuos) y un 35% en la población Callejón el Peumo (8 de 23 individuos). Estos porcentajes difieren

significativamente entre las poblaciones (análisis de proporciones; $\chi^2=10,21$; g.l.=3; $p=0,03$). Cajón Grande y Callejón el Peumo poseen un porcentaje de individuos reproductivos significativamente menor que las otras poblaciones (prueba a posteriori de Tukey, $q > 4$; g.l.= 1; $p < 0,05$ en las comparaciones entre cualquiera de estas dos y otra población, y $q = 0,62$; $p > 0,05$, entre ellas).

REGENERACION

a) Estructura de tamaños (DAP).

En las cuatro poblaciones las mayores frecuencias de tamaños se concentran entre los 0,2 y 0,5 m de DAP. Los individuos de la categoría de tamaño de DAP entre 1 cm y 0,10 m son en general muy poco abundantes, y están ausentes en Granizo y El Tranque (Fig. 4). Solamente la población Cajón Grande difiere significativamente de la población El Tranque (Kolmogorv-Smirnov, $\chi^2 = 9,7$; g.l.=1; $p = 0,016$). En Cajón Grande las mayores frecuencias están concentradas entre los 0,2 m y 0,3 m, siendo la mediana de 0,27 m. En El Tranque las mayores frecuencias se encuentran entre los 0,4 m y 0,5 m, y la mediana se ubica en los 0,41m.

b) Producción de frutos

La producción de frutos fue similar entre las cuatro poblaciones, no encontrándose diferencias significativas en el número de frutos caídos en las trampas (Análisis de Kruskal-Wallis, $H = 6,8$; g.l.=3; $p = 0,08$)(Tabla 5). Esto se debió básicamente a la alta variabilidad en la producción encontrada para cada población.

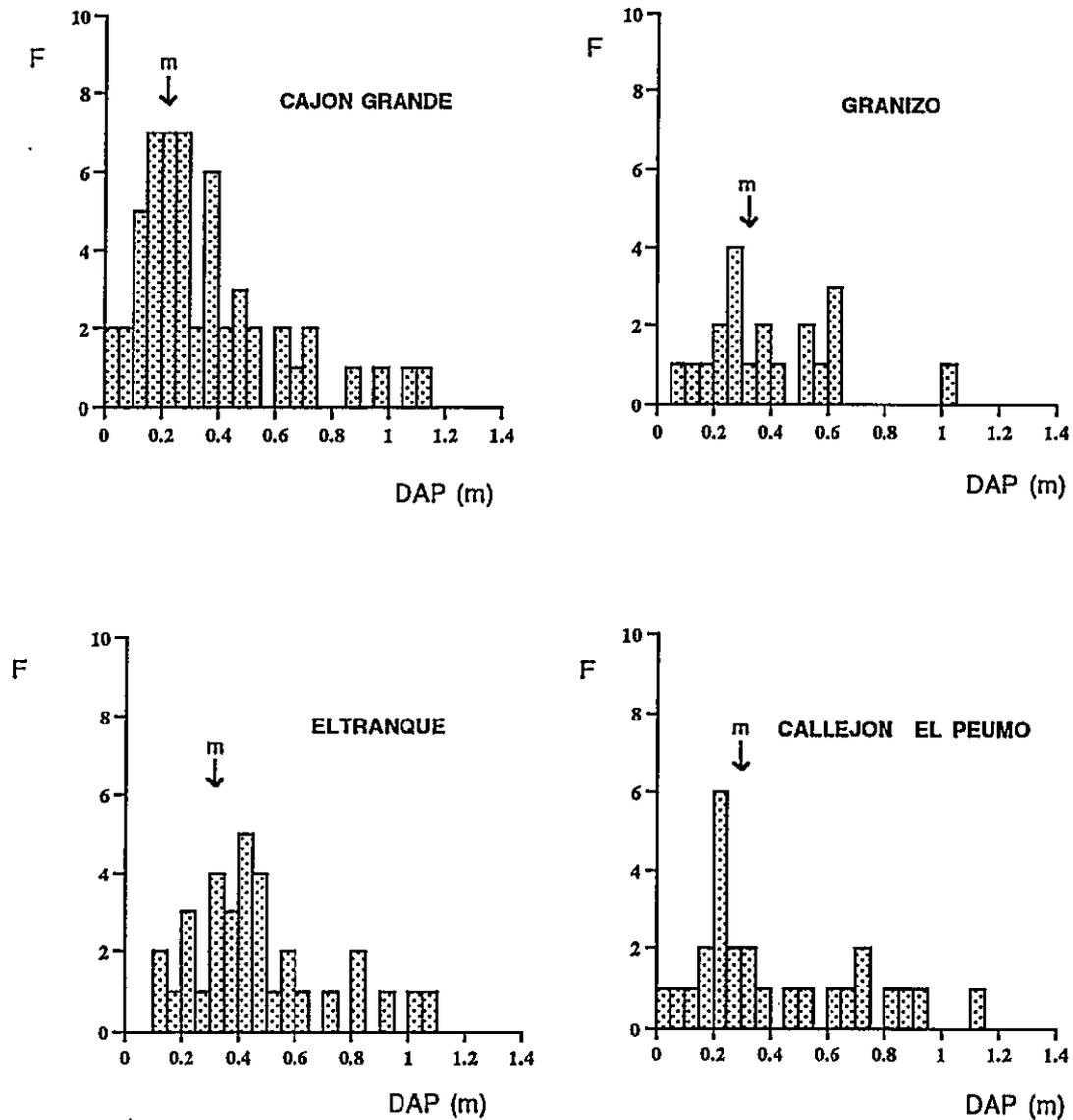


FIG. 4. Frecuencias de diámetros a la altura del pecho (DAP) en poblaciones de *B. miersii* (m=mediana). Las medidas son para DAP mayores a 1cm.

c) Abundancia de frutos y plántulas en el suelo.

La abundancia de frutos en el suelo no fue diferente entre las poblaciones (Análisis de Kruskal-Wallis; $H= 6,08$; g.l.= 3; $p= 0.1$)(Tabla 5). Del mismo modo, la abundancia de plántulas tampoco fue estadísticamente distinta (Prueba de Kruskal-Wallis, $H= 2,4$; g.l.= 3; $p= 0,49$)(Tabla5).

TABLA 5. Producción de frutos y abundancia de frutos y plantulas de *B. miersii* en el suelo. Producción de frutos expresada como promedio \pm EE producido por m^2 , $n=8$ en Cajón Grande y El Tranque, $n=6$ en Granizo y Callejón el Peumo. La abundancia de frutos y plántula en el suelo esta expresada como promedio \pm EE en un cuadrado de $0,25m^2$; $n=161$ para cada población.

	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande	Granizo	El Tranque	Callejón el Peumo
Producción frutos:				
promedio	11,4 \pm 5,1	7,5 \pm 2,3	3,0 \pm 0,5	14,2 \pm 3,2
rangos	1 - 43	2 - 18	2 - 5	3 - 28
Abundancia frutos suelo:				
promedio	0,07 \pm 0,03	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,54 \pm 0,2
rangos	0 - 4	0 - 14	0 - 18	0 - 21
Abundancia plántulas en el suelo:				
promedio	6,5 $\times 10^{-3}$ \pm 6,5 $\times 10^{-3}$	0,04 \pm 0,02	0,3 \pm 0,1	0
rangos	0 - 2	0 - 2	0 - 21	0

A pesar que en las cuatro poblaciones la producción de frutos, densidad de estos en el suelo, y la densidad de plántulas fue similar (Tabla 5), existen diferencias en las probabilidades que un individuo se establezca. Al analizar las probabilidades de transición desde el estado de fruto que es dispersado, a un estado de fruto que sobrevive

la depredación o muerte en el suelo, o a un estado en que se establece como plántula, las diferencias entre las poblaciones se hacen evidentes (Fig. 5).

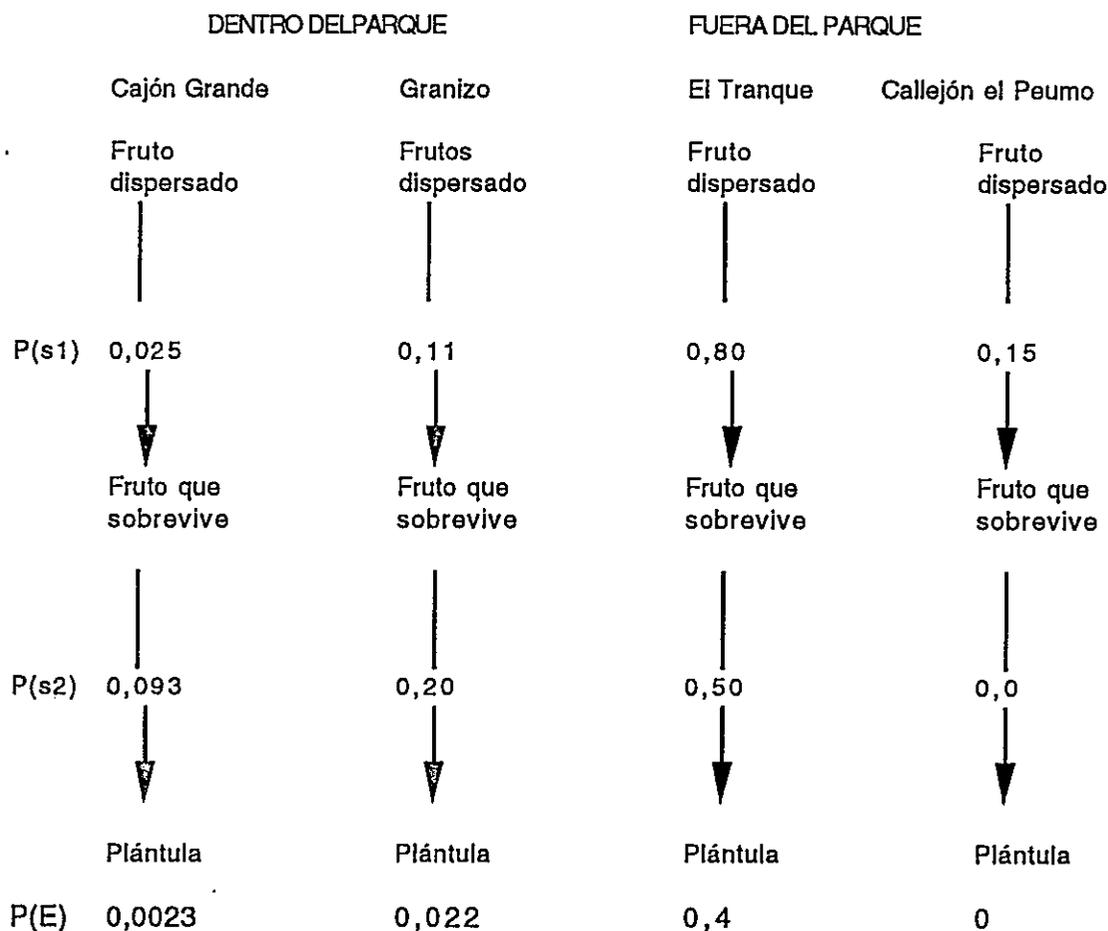


FIG. 5. Probabilidades que un fruto que es dispersado (cae al suelo), sobreviva a la depredación y posteriormente se establezca como plántula en poblaciones de *B. miersii*. $P(s1)$ indica la probabilidad de que un fruto que cae sobreviva a la depredación. $P(s2)$ indica la probabilidad de que un fruto que cae se establezca como plántula. $P(E) = P(s1) \times P(s2)$, representa la probabilidad de establecimiento de una plántula en cada población.

En Cajón Grande la probabilidad de que un fruto que cae, sobreviva a una etapa postdispersión, es en general muy baja. La mayoría de los frutos mueren inmediatamente después de caer al suelo. En el resto de las poblaciones la probabilidad del paso entre estas dos etapas fue mayor en al menos un orden de magnitud. La probabilidad de pasar desde la etapa de fruto en el suelo a plántula es al menos dos órdenes de magnitud menor en las poblaciones de Cajón Grande y Callejón el Peumo, respecto de Granizo y El Tranque. Por lo tanto, si consideramos un número inicial de frutos de 100 en las poblaciones, solamente 0,23 de ellos llegaría al estado de plántula en la población Cajón Grande, 0 en Callejón el Peumo, y un número de 2,2 alcanzaría este estado en Granizo. Por otro lado, en la población El Tranque, fuera del parque, 40 frutos podrían llegar a sobrevivir hasta el estado de plántula.

b) Depredación de frutos.

La sobrevivencia de frutos postdispersión difiere significativamente entre sitios (Prueba de Peto & Prentice= 218,95; g.l.=3; $p < 0.0001$) (Fig. 6). En las poblaciones dentro del parque la sobrevivencia fue menor, durante todo el período de observación, que en las poblaciones fuera del parque. De hecho, más del 50% de los frutos fueron consumidos alrededor del quinto día de experimentación en las poblaciones dentro del parque, mientras que el mismo porcentaje fue alcanzado cerca del día 14 en Callejón el Peumo y nunca se alcanzó este valor en la población El Tranque.

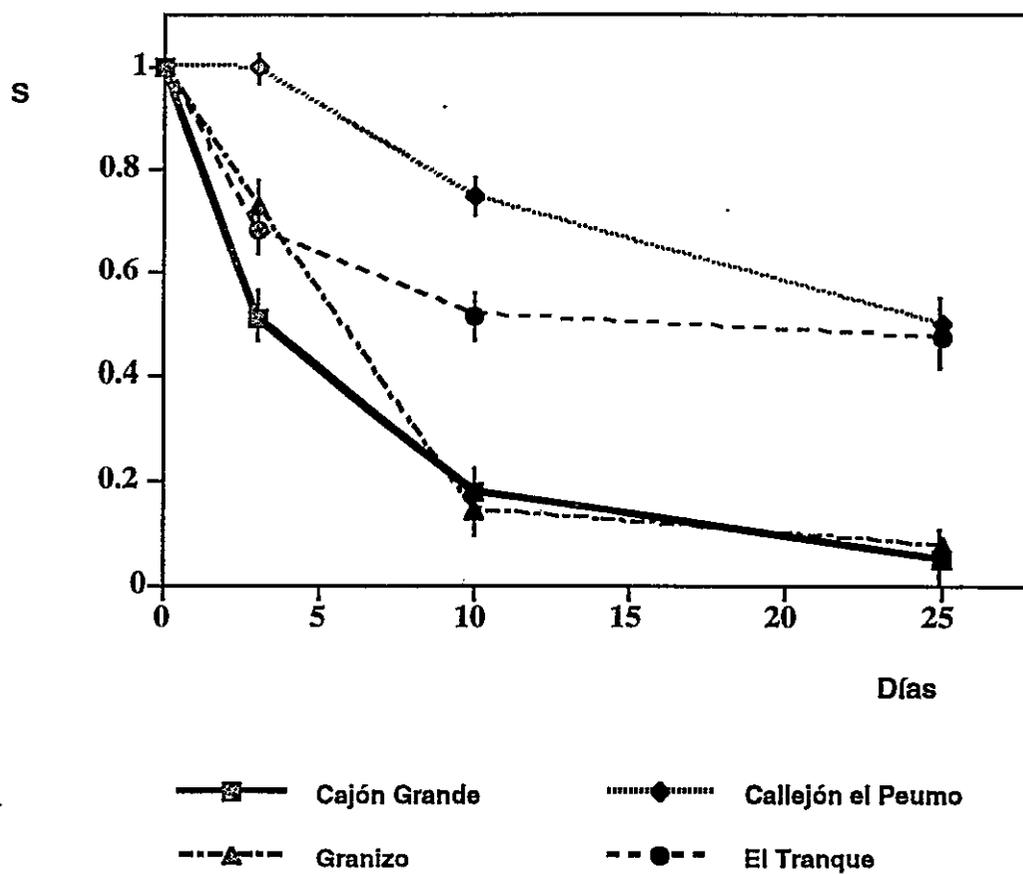


FIG. 6. Sobrevivencia (\pm EE) de frutos postdispersión de *B. miersii*.

Intensidad de uso de las poblaciones:

En las cuatro poblaciones se observó presencia de ganado doméstico (cabras, caballos, vacas), conejos introducidos, roedores y zorros; sin embargo la actividad de éstos difirió entre sitios (Tabla 6). El ganado caprino presentó una actividad significativamente mayor en Cajón Grande (Análisis de proporciones, $\chi^2 = 257$; $p < 0,0001$; prueba a posteriori de Tukey, $p < 0,05$). Del mismo modo la actividad del ganado vacuno y equinos fue mayor fuera del parque ($\chi^2 = 86,8$; g.l.= 3; $p < 0,0001$; todas las poblaciones difieren significativamente entre sí, Prueba de Tukey, $p < 0,05$ para todas las comparaciones). La actividad de conejos fue significativamente mayor en Granizo y El Tranque ($\chi^2 = 11,6$; g.l.= 3; $p = 0,018$). No existieron diferencias significativas en la actividad roedores y zorros entre las cuatro poblaciones ($\chi^2 = 1,0$ y $\chi^2 = 4,5$ respectivamente, g.l.= 3; $p = 0,4$)(Tabla 6).

TABLA 6. Actividad animal. Expresada como frecuencia de cuadrados de $0,25m^2$ que presentaban fecas de los distintos animales, $n=204$ cuadrados por sitio. Entre paréntesis se indica el porcentaje de cuadrados que presentaron fecas.

ANIMAL	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande	Granizo	El Tranque	Callejón el Peumo
Cabras	88(43%)	3(1,5%)	4(2%)	1(0,5%)
Caballos y vacunos	14(6,9%)	30(14,7%)	88(43%)	56(27,4)
Roedores	2(1%)	1(0,5%)	0	1(0,5%)
Conejos	1(0,5%)	7(3,4%)	9(4,4%)	1(0,5%)
Zorros	2(1%)	0	0	0

Depredadores de frutos:

Los consumidores de frutos más importantes fueron animales domésticos, como ganado caprino, vacuno y equino (Fig. 7), teniendo estos grados de importancia distintos entre las poblaciones. En la población Cajón Grande el 79,6% de los frutos desaparecidos está asociado a la acción del ganado caprino, mientras que en el resto de las poblaciones este factor fue menos importante. Se observa una relación entre la actividad del ganado caprino y la depredación de frutos, ya que fue justamente en Cajón Grande, donde se registró la mayor actividad de ganado caprino. En el resto de las poblaciones la depredación de frutos está más bien asociada a la acción de ganado vacuno (Fig. 7).

d) Supervivencia de plántulas.

La supervivencia de plántulas difiere significativamente entre las poblaciones (Prueba de Peto & Prentice= 17,125; g.l.= 3; p= 0,0007) (Fig. 8), tanto dentro como fuera del parque. Cajón Grande difiere de la población Granizo (Peto Prentice= 10,5; g.l.=1; p=0,001) y El Tranque difiere respecto a la población de Callejón el Peumo, (Peto-prentice= 5,4; g.l.=1; p=0,02). Del mismo modo la población Cajón Grande difiere con la población El Tranque (Peto-Prentice= 10,7; g.l.=1; p= 0.001), y la población Granizo difiere con la población Callejón el Peumo (Peto-Prentice= 5,1; g.l.=1; p=0.02). En el resto de las comparaciones entre poblaciones las diferencias no son significativas, Cajón Grande no difiere de Callejón el Peumo (Peto & Prentice= 1,6; g.l.= 1; p= 0,2) y Granizo no difiere de El Tranque (Peto-Prentice= 0,007; g.l.= 1; p= 0,9).

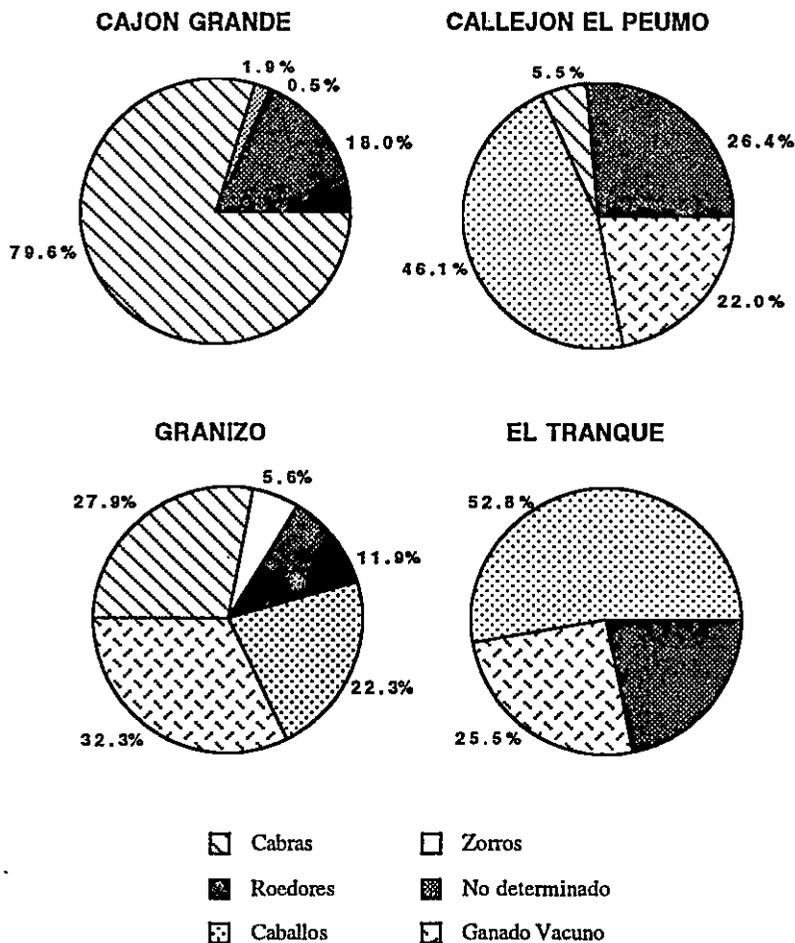


FIG. 7. Visitantes, posibles depredadores de frutos en las poblaciones de *B. miersii*. Los porcentajes indican la proporción de frutos removidos asociados a huellas de los distintos visitantes. N=214 para Cajón Grande, N= 112 para Callejón El Peumo, N= 269 para Granizo y N=127 para El Tranque.

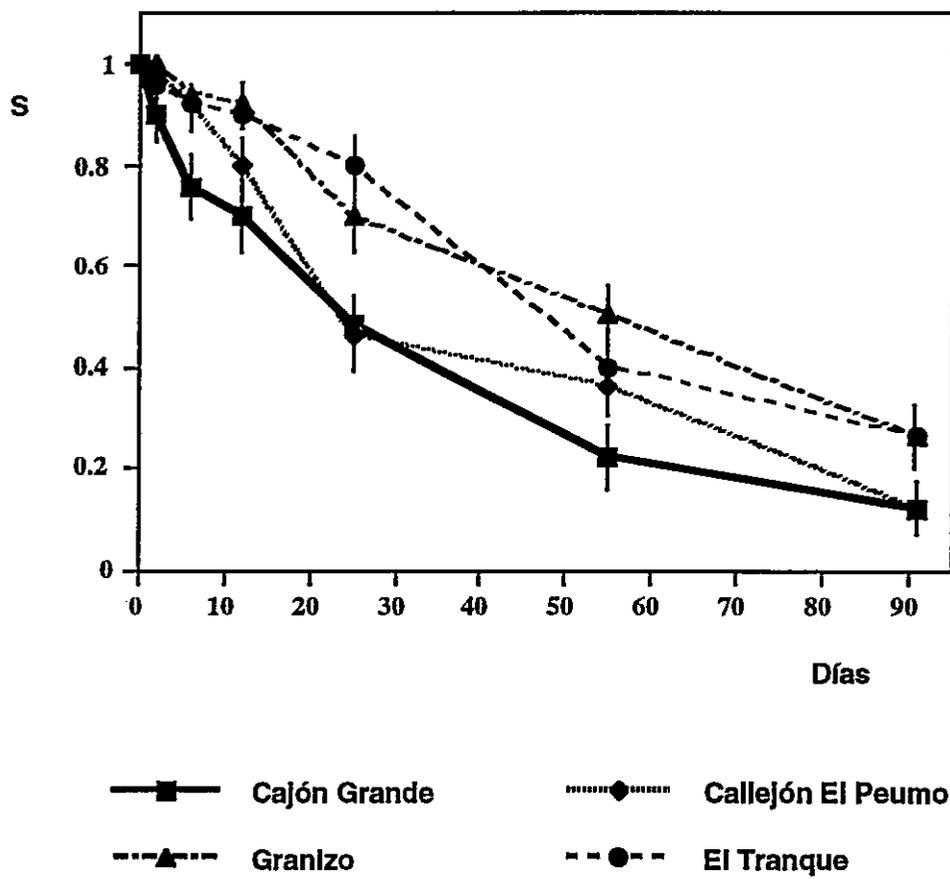


FIG. 8. Sobrevivencia (\pm EE) de plántulas de *B. miersii*.

El tiempo medio de sobrevivencia para una plántula, expresado como promedio, fue menor en población Cajón Grande respecto de Granizo y El Tranque (Prueba de Kruskal-Wallis, $H= 13,3$; g.l.=3; $p= 0,004$; Prueba a posteriori, $q= 4,15$; $p= 0,01$ en la comparación Cajón Grande respecto de Granizo, y $q= 4,5$; $p= 0,01$ en la comparación Cajón Grande y El Tranque)(Tabla 7).

TABLA 7. Tiempos medios de sobrevivencia esperados para plántulas de *B. miersii*. La sobrevivencia está expresada como el promedio \pm ES (días), $n=50$ para el caso del total de plántulas, $n=30$ para sobrevivencia a herbivoría y $n=20$ para sobrevivencia a desecación.

	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande	Granizo	El Tranque	Callejón el Peumo
Sobrevivencia :				
Plántulas (todas)	41,6 \pm 4,6	62,6 \pm 4,5	61,5 \pm 4,0	49,8 \pm 4,8
Plántulas a herbivoría	29,7 \pm 5,7	77,5 \pm 5,3	83,4 \pm 3,9	61,1 \pm 6,5
Plántulas a desecación	67,0 \pm 6,0	65,4 \pm 6,6	68,9 \pm 7,3	71,6 \pm 7,2

Factores de mortalidad de plántulas:

La mortalidad de plántulas estuvo asociada a cinco factores, herbivoría, desecación, pisoteo por ganado, ataque de hongos y arrastre de la plántula por corrientes de aguas lluvia. De éstos, los más importantes son herbivoría y desecación, variando en importancia entre las poblaciones (Tabla 8).

La mortalidad por herbivoría difiere significativamente entre las poblaciones (análisis de proporciones, $\chi^2 = 33,0$; g.l.= 3; $p < 0,0001$), siendo mayor en las población Cajón Grande. En las poblaciones Granizo y El Tranque se registró la menor mortalidad de plántulas debida a este factor. Las diferencias fueron significativas entre todas las poblaciones, excepto Granizo y El Tranque que presentaron porcentajes similares (prueba a posteriori de Tukey, g.l.= 1, $p < 0,05$ para todas las comparaciones significativas y $p > 0,05$ para comparación entre Granizo y El Tranque).

La mortalidad por desecación de plántulas sin protección (sin malla metálica), también difiere entre las poblaciones ($\chi^2 = 18,1$; g.l.=3, $p < 0,0008$), siendo significativamente menor en la población dentro del parque, Cajón Grande (prueba de Tukey, $p < 0,05$ para las comparaciones entre Cajón Grande y cada una de las otras poblaciones). Por el contrario, la mortalidad por desecación de plántulas protegidas no fue significativamente distinta entre poblaciones ($\chi^2 = 4,8$; g.l.= 3, $p = 0,36$).

La mortalidad de plántulas debida a otros factores, pisoteo, arrastre de agua o ataque por hongos, fue similar en las poblaciones ($\chi^2 = 6,9$; $\chi^2 = 3,0$; $\chi^2 = 2,3$ respectivamente; g.l.=3, $p > 0,05$ en todos los casos).

TABLA 8. Factores de mortalidad de plántulas de *B. miersii*. Las cifras entre paréntesis indican los porcentajes de plántulas muertas respecto del total; n=30 en el caso de herbivoría, n=30 en el caso de plántulas sin protección muertas por desecación y n=20 para el caso de plántulas con protección muertas por desecación, n=50 en el resto de los casos.

Factor de mortalidad:	DENTRO DEL PARQUE		FUERA DEL PARQUE	
	Cajón Grande	Granizo	El Tranque	Callejón el Peumo
Herbivoría	25 (83%)	8 (27%)	4 (13%)	13 (43%)
Desecación:				
sin protección	4 (13%)	15 (50%)	19 (63%)	17 (57%)
con protección	13 (65%)	9 (45%)	13 (65%)	9 (45%)
Pisoteo	1 (2%)	0	1 (2%)	5 (10%)
Arrastre de agua	2 (4%)	3 (6%)	0	0
Ataque de hongos	0	1 (2%)	0	0
Total muertas	45 (90%)	36 (72%)	37 (74%)	44 (88%)

Análisis de sobrevivencia a herbivoría:

La sobrevivencia a herbivoría no difirió entre las poblaciones Granizo, El Tranque y Callejón el Peumo (Prueba de Peto-Prentice = 4,67; g.l.= 2; p= 0,097) (Fig. 9). Solo la sobrevivencia a herbivoría en la población Cajón Grande fue significativamente menor (Prueba de Peto-Prentice, g.l.= 1; p<<0,005 en todas las comparaciones). De hecho el tiempo medio de sobrevivencia a la herbivoría de una plántula en esta última población fue menor que los tiempos medios de sobrevivencia de las otras tres poblaciones analizadas (Prueba de Kruskal-Wallis, H= 30,4; p< 0,0001; p< 0,01 en las comparaciones a posteriori entre Cajón Grande y cualquiera de las otras tres poblaciones) (Tabla 7).

En general las plántulas fueron consumidas por el ganado introducido en las cuatro poblaciones, especialmente por el caprino. Solamente dos plántulas (0,5% del total de plántulas) fueron consumidas por conejos silvestres, una en la población de Granizo y otra en la población Callejón el Peumo.

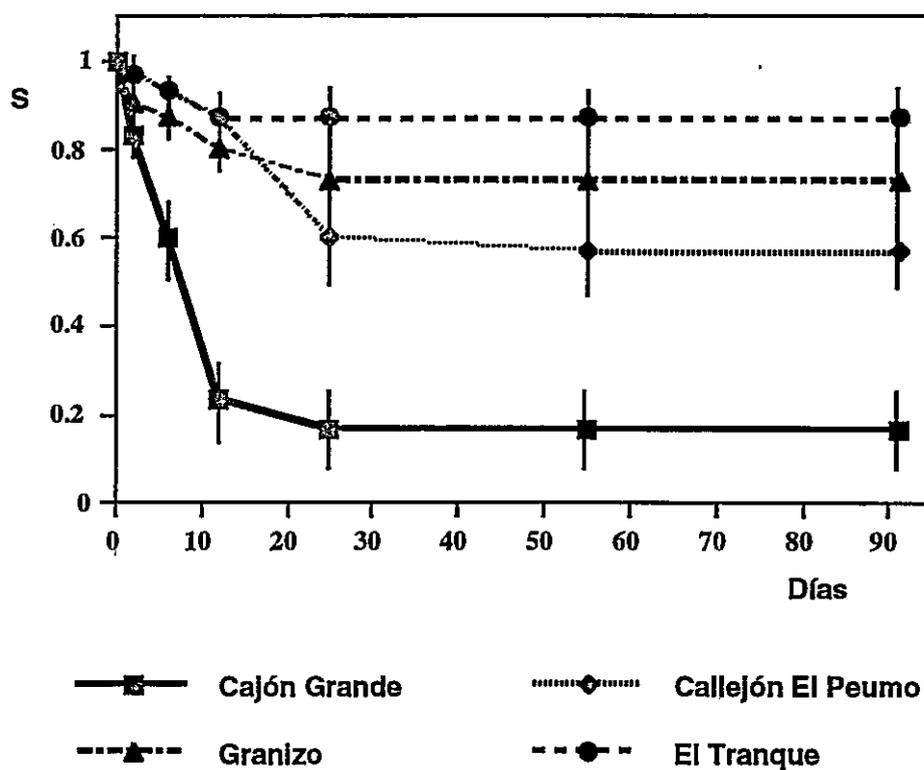


FIG. 9. Sobrevivencia (\pm EE) de plántulas de *B. miersii* a la herbivoría.

La sobrevivencia de plántulas a la desecación es similar en las cuatro poblaciones (Prueba de Peto-Prentice= 0,481; g.l.= 3; $p= 0,923$) (Fig. 10). Del mismo modo no hubieron diferencias significativas en los tiempos promedio de sobrevivencia de una plántula a la desecación entre las cuatro poblaciones (Prueba de Kruskal-Wallis, $H= 0,77$; $p= 0,86$)(Tabla 7).

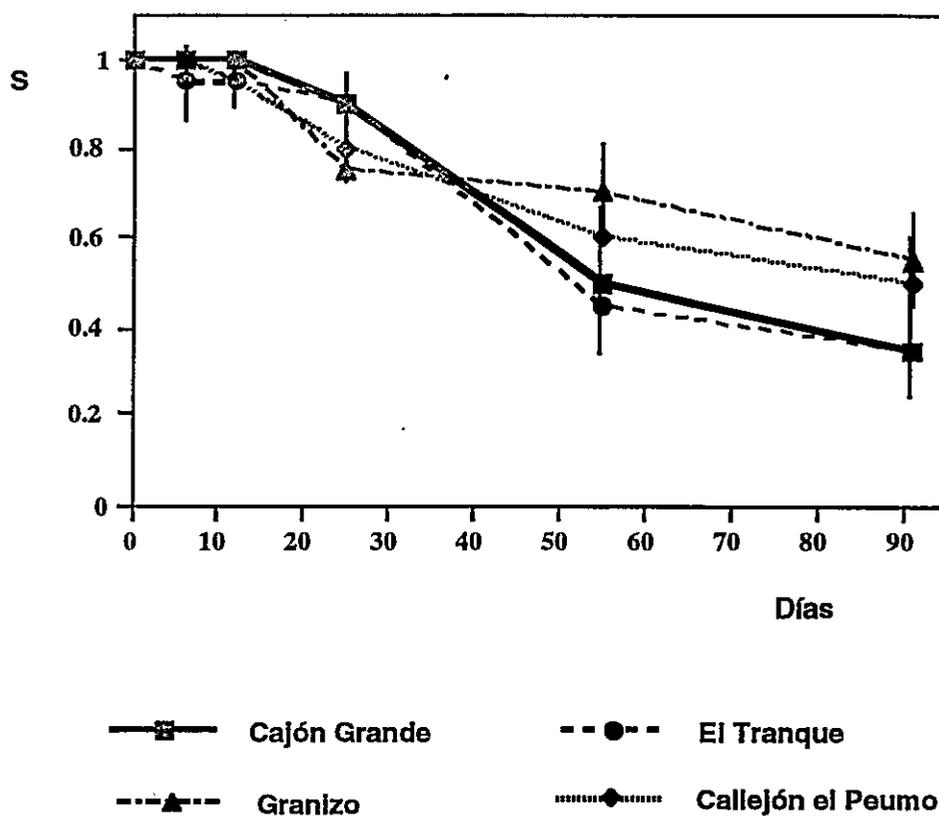


FIG. 10. Sobrevivencia ($\pm EE$) de plántulas de *B. miersii* a la desecación.

DISCUSION

En Chile central, donde existe un alto grado de perturbación humana y donde la mayor parte del hábitat está modificado (Rundel & Weisser 1975), el establecimiento de nuevos individuos de las especies silvestres puede estar seriamente limitado. Diversos factores podrían estar asociados a esta limitación en especies vegetales, como la presencia de especies exóticas (Fuentes et al. 1983, 1984, Simonetti & Fuentes 1985, Acevedo 1990), ganado (Bustamante 1992) o roedores silvestres. Estos podrían ejercer una fuerte presión de depredación sobre sus frutos o plántulas, disminuyendo las posibilidades de establecimiento de nuevos individuos. También factores microclimáticos producto de la apertura del dosel podrían representar un efecto negativo en la regeneración.

Dado que estos factores están presentes tanto dentro como fuera de áreas protegidas en Chile central (MacDonald 1988, Bustamante 1992), es posible que las poblaciones de especies vegetales que se encuentran protegidas dentro de éstas, estén también intervenidas como las poblaciones fuera, y presenten problemas similares en el proceso de establecimiento de nuevos individuos.

Beilschmiedia miersii, especie en Peligro de Extinción (Benoit 1989, Gajardo et al. 1987) y distribuída en Chile central, no sería la excepción. Se ha propuesto que la especie presentaría una restricción de la regeneración debida básicamente a limitaciones en el establecimiento de plántulas, específicamente una fuerte presión por depredación de sus frutos (Serra et al. 1986), restricción que podría existir incluso al

interior del área donde se encuentra protegida la especie, Parque Nacional La Campana. Por otro lado, debido a que fue activamente explotada en el pasado, sus poblaciones podrían presentar evidencias de intervención antrópica directa, como corte de troncos o deterioro de los individuos en áreas fuera y dentro del parque nacional.

A pesar que las evidencias de mayor daño de los individuos por cortes en parte del tronco o en el total del tronco se encontraron en las poblaciones fuera del parque, la otra medida indicadora del grado de intervención, las distancias a individuos más cercanos de la misma especie o a otra especie arbórea, indican que las poblaciones dentro del parque están igualmente intervenidas. Por una parte la población Cajón Grande fue la que mostró las menores distancias a individuos de otra especie arbórea y donde existió una mayor tendencia a la representación de especies de ambientes intermedio o xéricos, posiblemente reflejo de una mayor tendencia a la apertura del dosel y mayor intervención en esta población. Sin embargo, por otro lado, la población Callejón el Peumo fue la que presentó las mayores distancias a otras especies que no fueron Belloto y mostró una representación de especies xéricas similar a la población Cajón Grande. Esto indica que, a pesar que las poblaciones Granizo y Cajón Grande se encuentran protegidas dentro del parque desde 1967, no ha existido una recuperación como la esperada. La regeneración en *B. miersii*, es efectivamente limitada.

La baja abundancia de individuos juveniles o de menor DAP en las cuatro poblaciones indica que la regeneración en esta especie ha sido escasa en los últimos años. La ausencia de clases de tamaño de DAP entre uno y diez centímetros en las poblaciones de Granizo y El Tranque, demuestra que ha existido una falla en los eventos reproductivos en el tiempo. Este patrón también ha sido descrito para otras especies presentes en el Parque Nacional La Campana, como es el caso de *Nothofagus obliqua*, que

muestra ausencia de individuos de clases de tamaño pequeños o juveniles, con menos de diez centímetros de DAP en algunas poblaciones dentro del parque (Casassa 1986).

La limitación en la regeneración de *B. miersii* estuvo relacionada con etapas críticas posteriores a la producción de frutos, ya que, a pesar que existió un alto porcentaje de individuos reproductivos en las poblaciones, y a que la mayoría tuvo una producción de frutos abundante, la regeneración continuó siendo escasa. Los factores limitantes estuvieron asociados específicamente a la baja sobrevivencia de frutos y plántulas, sin embargo, a pesar que las etapas limitantes fueron las mismas en las cuatro poblaciones, se observan diferencias importantes. De hecho, la probabilidad de establecimiento de nuevos individuos fue mayor, en al menos un orden de magnitud, en la población El Tranque respecto de Granizo y dos órdenes de magnitud mayor respecto de Cajón Grande.

Las diferencias entre las poblaciones se encuentran más bien relacionadas a las diferencias en la intensidad con que están operando los distintos factores que afectan la sobrevivencia de frutos y plántulas, que a la condición de encontrarse dentro o fuera del parque. Si bien estos factores son los mismos, es decir, están presentes en las cuatro poblaciones, están operando a intensidades distintas. Por ejemplo, existe ganado introducido como cabras, vacas y caballos en las cuatro poblaciones, pero son las diferencias en las distintas intensidades de uso por parte de estos animales las que explican las diferencias de sobrevivencia de frutos y plántulas en la especie. En particular, la presencia del ganado caprino es el factor que mejor se correlacionó con las bajas sobrevivencias de frutos y plántulas. La población que presentó la mayor actividad por parte de este tipo de ganado, Cajón Grande (dentro del parque), mostró la menor abundancia de frutos en el suelo, la menor sobrevivencia de frutos, la mayor

cantidad de frutos desaparecidos asociado a la acción de este tipo de ganado, y fue la población que presentó la menor sobrevivencia de plántulas a la herbivoría. Esto indica que en general, entre mayor es la presión por este tipo de ganado menor es la sobrevivencia de frutos y plántulas de *B. miersii*.

Por el contrario, la población que presentó la mayor presión por parte del ganado vacuno, El Tranque, presentó la mayor abundancia de plántulas en el suelo y bajos índices de depredación de frutos y mortalidad de plántulas atribuidas a la herbivoría. Del mismo modo se encontró que la presencia del conejo europeo no afectó mayormente la sobrevivencia de plántulas, ya que los sitios que presentaron la mayor actividad de este herbívoro, poblaciones Granizo y El Tranque, corresponden a las poblaciones donde se registraron valores mas altos de sobrevivencias de plántulas a la herbivoría. Además la población El Tranque fue la que presentó la mayor abundancia de plántulas en el suelo.

Dado que el ganado, especialmente caprino, tiende a comportarse como herbívoro generalista (Simonetti & Fuentes 1983, Veblen et al. 1991) los resultados encontrados podrían extenderse también para otras especies. De hecho Bustamante (1992) encontró que en un sitio cercano al Parque Nacional la Campana, el ganado afectaba la regeneración de otra especie nativa presente en el parque, *Cryptocarya alba* (Peumo), al consumir sus plántulas o actuando como factor de mortalidad al pisotearlas.

Al contrario de lo esperado, la presencia de fauna nativa o de especies introducidas como *O. cuniculus* y *R. rattus*, no tuvieron un efecto importante en la sobrevivencia de *B. miersii*. *Oryctolagus cuniculus* ha sido descrito como un herbívoro importante en Chile central que estaría afectando negativamente la presencia plántulas

de varias especies de plantas nativas en la zona (Fuentes et al. 1983). Dos factores pudieron haber contribuido a este hecho, por una parte bajas densidades de *O. cuniculus* y *R. rattus* en el área y/o a que el ganado caprino actuó tan rápido y eficientemente que al comparar para un mismo intervalo de tiempo, la acción de estas otras especies fue imperceptible.

Aparte del ganado, el otro factor que afectó mayormente la sobrevivencia de frutos y plántulas fue la desecación, sin embargo éste operó mas tardíamente en el tiempo. Esto determinó que una proporción importante de las plántulas que sobrevivió a la acción del ganado pereciera mas tardíamente debido a este factor. Las altas tasas de depredación de frutos y plántulas por parte del ganado y la rapidez con que estos eventos ocurren, determinarían que existan muy pocos individuos en los estados tempranos (semillas o plántulas) en el momento que las lluvias ocurren en Chile central, meses de Otoño e Invierno principalmente, disminuyendo drásticamente las posibilidades de establecimiento de nuevos individuos. Al igual que otras lauráceas, *B. miersii* es una especie que no forma banco de semillas y éstas permanecen viables solo unos pocos meses (ver Bustamante et al. en prensa, como ejemplo en otra lauracea Chilena), por lo que los eventos que afectan la viabilidad de semillas inmediatamente postdispersión, determinan en gran medida el éxito de regeneración en la especie.

En resumen, los resultados muestran que para la especie *B. miersii* los principales factores que están limitando su regeneración son la depredación de frutos y la herbivoría de plántulas por efecto del ganado, o mortalidad por efecto de la desecación. Estos factores se encontraron tanto dentro como fuera del parque, por lo que se sugiere que la protección dentro del parque no sería tan efectiva para la especie como se espera.

Esto podría dar cuenta de una falla en las formas como se realiza conservación biológica actualmente.

La existencia de ganado dentro del Parque Nacional La Campana no es un hecho aislado, ya que figura como uno de los problemas más críticos a los cuales se ven enfrentados los parques nacionales en América del Sur actualmente (Amend & Amend 1992, Veblen et al. 1991, Wells 1992). Por ejemplo, en el Parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina) el ganado inhibe la regeneración de especies de los géneros *Nothofagus*, *Austrocedrus*, *Aristotelia* y *Maytenus* (Veblen et al. 1991). Algunas de estas especies también están presentes en el Parque Nacional La Campana (Tabla 1), por lo que se podrían esperar efectos similares del ganado sobre ellas.

Las causas de la invasión de áreas protegidas por parte del ganado pueden ser diversas, sin embargo, en la mayoría de los casos están relacionadas con las formas de manejo del área silvestre protegida. En el parque nacional Nahuel Huapi, la presencia de ganado se debe básicamente a que dicha actividad fue permitida en la zona desde tiempos anteriores a la creación del parque, por lo que aún existen personas que posee permisos para realizar este tipo de actividades. Por otro lado, ciertas áreas del parque (la zona Este) ha sido declarada como reserva nacional (Veblen et al. 1991), categoría de protección bajo la cual se permite la crianza de ganado como forma de subsistencia (IUCN, 1984,1993). El ganado junto con otra especie introducida, el ciervo rojo, tiene un efecto negativo en la regeneración de varias especies vegetales nativas alterando la estructura y composición de la flora existente (Veblen et al. 1992). Esto va en contra de los objetivos del parque. La doble categoría de parque y reserva nacional aparece como un problema, ya que si bien se permite la crianza de ganado solo en ciertas

áreas, éstas no poseen límites bien definidos o controlados por lo que los animales se desplazan a zonas más allá de las permitidas, alterando la vegetación ahí existente.

En el Parque Nacional La Campana sucede algo similar, en el sentido del manejo que se está efectuando en el parque. Ya que La Campana, está manejada como un Parque Nacional, a pesar que fue declarado Reserva de la Biósfera en 1984, no existen planes de manejo o áreas especiales donde actividades como el pastoreo por ganado sea permitido o lo más importante, controlado. La invasión por parte de ganado podría estar relacionada a la dificultad de encontrar recursos (alimento, agua) en sitios fuera del parque, por lo que en la mayoría de los casos ocurriría una migración del ganado hacia el interior, muchas veces conducido por los mismos pobladores que habitan en las zonas aledañas (observación personal). Esto determina que se detecte ganado en zonas muy diferentes al interior del parque y donde la biota tendría sensibilidades distintas, por ejemplo zonas muy intervenidas donde existe poca cobertura arbórea o donde la mayor parte de las especies vegetales son herbáceas introducidas (observación personal); o zonas donde permanecen las únicas poblaciones protegidas de una especie en peligro de extinción, como es el caso de la población de *B. miersii* en Cajón Grande. El considerar a todas las zonas dentro del parque como similares es erróneo y constituye una mala estrategia. Se podrían hacer distinciones entre zonas donde el ganado no ejercería un efecto muy importante sobre la biota nativa, o zonas donde su presencia sería altamente dañina para las especies que se quiere proteger, esto conllevaría a un mejor manejo del parque.

Las áreas silvestres protegidas han estado fundamentalmente orientadas a la protección de especies o tipos de vegetación (Noss 1987; para Chile véase Oltremari & Jackson 1985), sin considerar los procesos ecológicos que subyacen a la presencia de las especies y formaciones vegetacionales. Por ello, una de las prioridades de

investigación en conservación biológica debería ser el estudio de estos procesos y los factores que los afectan (Hales 1989, Simonetti & Armesto 1991, NRC 1992). En este marco, las diferencias ecológicas entre las zonas protegidas y no protegidas, o zonas al interior o exterior de éstas, y su efecto sobre el establecimiento, mantención y regeneración de especies deberían ser estudiadas (Janzen 1986, Western 1989, Ambrose & Bratton 1990, Simonetti en prensa b, NRC 1992). Las presiones y demandas que enfrentan las áreas silvestres protegidas hoy en día obligan a estudiar dichos procesos (NRC 1992, Hales 1989, May 1994).

Del mismo modo, la forma de realizar conservación biológica no puede dejar de considerar la actitud de las personas que habitan en zonas aledañas a sitios protegidos (Thompson 1988, Infield 1988, Primack 1993, Mc Neely 1994, Simonetti en prensa a, b). En este sentido es crucial tener información acerca de las necesidades y actitudes hacia el parque de la gente que habita en las áreas cercanas. Tanto los residentes locales como los visitantes son factores claves en el manejo del parque. Solo conociendo la actitud y visión de la gente del parque se podría llegar a controlar o solucionar problemas como el observado en esta tesis, el efecto negativo del ganado doméstico. Es importante conocer por ejemplo qué recursos del parque les interesa utilizar a la gente, qué fuentes de trabajo existen en la zona, o si la gente percibe los propósitos y beneficios del parque. Esta información puede ser fácilmente obtenida a través de encuestas (véase Infield 1988, Mkanda & Munthali 1994, como ejemplos). Se ha demostrado, por ejemplo, que en algunos casos los pobladores cercanos a áreas silvestres protegidas desconocen los propósitos del parque (Wells 1992, Mkanda & Munthali 1994), mostrando actitudes negativas hacia él, sin embargo, ellos han modificado su actitud una vez conocidos los propósitos y han estado dispuestos a

participar en planes de manejo controlados para ciertos recursos (Mkanda & Munthali 1994).

Una forma de protección en que se ha intentado satisfacer todas estas variables, es decir el considerar a los pobladores cercanos, o el considerar la existencia de áreas con sensibilidades distintas a la intervención, ha sido la creación de reservas de la biósfera. Estas tienen como objetivos principales promover la investigación, el uso, monitoreo, la educación y conservación de las especies (Batisse 1986) y están compuestas básicamente de un área central no alterada, rodeada por zonas periféricas que permiten distintos niveles de uso por el hombre, que incrementan a medida que nos alejamos del centro (IUCN 1993, Meffe & Carroll 1994).

De este modo, en las reservas de la biósfera se permiten actividades como el pastoreo por ganado, el cual es regulado. Si se maneja entonces el parque La Campana bajo esta categoría de protección, podrían existir zonas donde el pastoreo fuese permitido y controlado bajo un plan de manejo adecuado. Esto podría significar un beneficio no solo para la biota que se quiere proteger, sino también para los pobladores que viven en áreas cercanas al parque y que dependen de este tipo de recursos para subsistir. Dicha estrategia ya ha sido exitosamente aplicada en otras áreas protegidas de Latinoamérica, por ejemplo, en la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an (México) (Tangley 1988, Meffe & Carroll 1994). Por otro lado integrando las zonas más allá de los parques, por ejemplo como zonas donde se permite cierto grado de intervención, se podrían incluir otras poblaciones que hoy en día no poseen protección.

Finalmente, como recomendaciones de conservación específicas para la especie *B. miersii* es necesaria la disminución de la presión por parte del ganado,

especialmente el caprino. Por otro lado se debería evitar el aumento del factor desecación impidiendo la apertura del dosel arbóreo tanto dentro como fuera de áreas protegidas. Dado que incluso dentro del parque la especie podría estar en peligro, y considerando que existen poblaciones de la especie fuera del parque que si presentan regeneración y tamaños poblacionales considerables (Tabla 2), sería importante incluir otras zonas que no pertenecen al sistema de áreas silvestres protegidas en las políticas de conservación. El funcionamiento del Parque La Campana como reserva de la biósfera, con todo lo que esto implica, zonas poco accesibles a la gente en combinación con zonas donde se permita la presencia de ganado, podrían contribuir a disminuir la presión del ganado en las zonas más sensibles para la especie, donde se encuentran las poblaciones de *B. miersii*.

REFERENCIAS

- ACEVEDO P. V. (1990) Efecto de *Oryctolagus cuniculus* sobre la regeneración de *Chenopodium cruceanum*, *Myrceugenia fernandeziana* y *Sophora fernandeziana*. Memoria de título, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales, Universidad de Concepción, Chillán.
- ARMESTO J.J. & GUTIERREZ J. (1978) El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 11: 43-48.
- ARMESTO J.J., GUTIERREZ J. & MARTINEZ J.A. (1979) Las comunidades vegetales de la región mediterránea de Chile: distribución de especies y formas de vida en un gradiente de aridez. *Medio Ambiente* 4: 62-70.
- ARMESTO J.J. & MARTINEZ J.A. (1978) Relations between structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* 66: 881- 889.
- AMBROSE J.P. & BRATTON S.P. (1990) Trends in landscape heterogeneity along the borders of Great Smoky Mountains National Park. *Conservation Biology* 4: 135-143.
- AMEND S. & AMEND T. (1992) La ocupación humana en los parques nacionales de América del Sur: un problema fundamental. *Parques* 3: 5-10.
- BENEDETTI J., YUEN K., & YOUNG L. (1992) Life tables and survival functions. En: *BMDP statistical software*. W. J. Dixon (ed.) University of California Press, Berkeley, California: 557-575.
- BENOIT I. (ed.) (1989) Libro rojo de la flora terrestre chilena. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- BREYTHENBACH G.J. (1986) Dispersal: the case of the missing ant and the alien mouse. *South African Journal of Botany* 52: 463-466.
- BUSTAMANTE R.A. (1992) Granivoría y espaciamiento entre plantas madres: el efecto de la distancia entre plantas madres. Tesis Doctoral, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- BUSTAMANTE R.A., WALKOWIAK A., HENRIQUEZ C.A., & SEREY I. (en prensa, *Revista Chilena de Historia Natural*) Bird frugivory and the fate of seeds of *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (Lauraceae) in the Chilean matorral.

- CASASSA I. (1986) Estudio demográfico florístico de los bosques de *Nothofagus obliqua* (mirb.). Oerst. en Chile central. Tesis de Magister en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- COBLENTZ B.E. (1978) The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biological Conservation* 13: 279-286.
- CODY M.L. & MOONEY H.A. (1978) Convergence versus non-convergence in Mediterranean climate ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9: 265-231.
- COX D.R. & OAKES D. (1984) *Analysis of survival data*. Chapman and Hall, London, England.
- CRONK Q.C.B. (1986) The decline of the St. Helena Ebony *Trochetiopsis melanoxyton*. *Biological Conservation* 35: 159-172.
- DONOSO C. (1974) *Dendrología, árboles y arbustos chilenos. Manual Nº2*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Depto. de Silvicultura. Santiago, Chile.
- DONOSO C. (1982) *Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile*. *Bosque* 2: 117-146.
- DONOSO C. (1993) *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura, y dinámica*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- DUFFEY E. (ed.) (1988) *Biological invasions of nature reserves*. *Biological Conservation* 44: 1-182.
- EHRlich P.R. (1988) *The loss of diversity: causes and consequences*. En: *Biodiversity*. Wilson E.O. (ed.) National Academy Press, Washington, D.C.: 21-27.
- EHRlich P.R. & A.H. EHRlich (1981) *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York, New York.
- FUENTES E.R., JAKSIC F.M. & SIMONETTI J.A. (1983) European rabbits versus native rodents in central Chile: effects on shrub seedlings. *Oecologia* 58: 411-414.
- FUENTES E.R., OTAIZA R.D., ALLIENDE M.C., HOFFMANN A. & POIANI A. (1984) Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62: 405-411.
- GAJARDO R., SERRA M.T. & GREZ I. (1987) *Fichas técnicas de lugares específicos con presencia de especies leñosas amenazadas de extinción. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- GRAHAM R.L., TURNER M.G., & DALE V.H. (1990) How increasing CO₂ and climate change affect forests. *BioScience* 40: 575-587.

- HALES D. (1989) Changing concepts in national parks. En: Conservation for the twenty-first century. D. Western & Pearl M. (eds.) Chapman and Hall, New York, New York: 197-237.
- HANNAH L., CARR J.L., & LANKERANI A. (1995) Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4: 128-155.
- HARRIS L.D. & SILVA-LOPEZ G. (1992) Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. En: Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management. Fiedler P.L. & Jain S.K. (eds.) Chapman and Hall, New York, New York: 197-237.
- HARTE J. & HOFFMAN E. (1989) Possible effects of acidic deposition on a Rocky Mountain population of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum*. *Conservation Biology* 3: 149-158.
- HERRERA C.M., JORDANO P.J., LOPEZ-SORIA L., AMAT J.A. (1994) Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* 64: 315-344.
- HOECK H.N. (1984) Introduced fauna. En: Key environments: Galapagos, Perry R. (ed.) Pergamon Press, Oxford, England: 233-245.
- INFIELD M. (1988) Attitudes of a rural community towards conservation and a local conservation area in Natal, South Africa. *Biological Conservation* 45: 21-46.
- I.U.C.N. (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) (1984) Categories, objectives and criteria for protected areas. En: National parks, conservation, and development: the role of protected areas in sustaining society. McNelly J.A. & Miller K.R. (eds) Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.: 47-53.
- I.U.C.N. (1993) Parks for life: report of the IVth World Congress on national parks and protected areas. McNeely, J.A. (ed.) Gland, Switzerland.
- JANZEN D. (1983) No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41: 402-410.
- JANZEN D. (1986) The eternal external threat. En: Conservation biology: the science of scarcity and diversity. M.E. Soulé (ed.) Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts: 286-303.
- KAPLAN E.L. & MEIER P. (1958) Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* 53: 457-481.
- LAWLESS J.F. (1982) Statistical models and methods for lifetime data, Wiley, New York.

- MACDONALD I.A.W., GRAVER D.M., DEBENEDETTI S., GROVES R.H. & FUENTES E.R. (1988) Introduced species in nature reserves in mediterranean-type climatic regions of the world. *Biological Conservation* 44: 37-66.
- MACDONALD I.A.W., LLOYD L.L., USHER M.B. & HAMANN O. (1989) Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. En: *Biological invasions: a global perspective*, Drake J.A, Mooney H.A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanej M. , & Williamson M. (eds.) John Wiley & Sons, Essex, England: 215-255.
- MACHLIS G.E. & TICHNELL D.L. (1985) *The state of the world's parks*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- MARTINEZ J.A. & ARMESTO J.J. (1983) Ecophysiological plasticity and habitat distribution in three evergreen sclerophyllous shrubs of the Chilean matorral. *Acta Ecologica/Ecologica Plantarum* 4: 211-219.
- MAY R.M. (1994) Ecological science and the management of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 3: 437-448.
- MEFFE G.K. & CAROLL C.R. (1994) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- MELLA J.E. (1994) *Areas Silvestres Protegidas y la conservación de los mamíferos terrestres chilenos*. Tesis de Magister, Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- MELLA J.E. & SIMONETTI J.A. (1994) Conservación de mamíferos en áreas silvestres protegidas de Chile. *Ambiente y desarrollo* 3: 72-78.
- MCNEELY J.A., MILLER K.R., REID W.V., MITTERMEIER R.A. & WERNER T.B. (1990) *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, Gland, Switzerland, WRI, CI, WWF-US and The World Bank, Washington, D.C.
- MCNEELY J.A. (1994) Protected areas for the 21st century: working to provide benefits to society. *Biodiversity and Conservation* 3: 390-405.
- MKANDA F.X. & MUNTHALI S.M. (1994). Public attitudes and needs around Kasungu National Park, Malawi. *Biodiversity and Conservation* 3: 29-43.
- MONTENEGRO G., SEGURA B., SAENGER R., & MUJICA A.M. (1981) Xeromorfismo en especies arbustivas del matorral chileno. *Anales del Museo de Historia Natural* 14: 71- 83.
- MOONEY H.A., DUNN E.L., SHROPSHIRE F., & SONG L. (1972) Land- use history of California and Chile as related to the structure of the sclerophyll scrub vegetation. *Madroño* 21: 305-310.
- MUENCHOW G. (1986) Ecological use of failure time analysis. *Ecology* 67:246-250.

- MYERS N. (1990) The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- MYERS N. (1994) Global biodiversity II: losses. En: *Principles of Conservation Biology*. Meffe G. K. & Carroll C.R. (eds.). Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- NEWMARK W.D. (1987) A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* 325: 430-432.
- NOSS R.F. (1987) From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41: 11-37.
- N.R.C. (National Research Council) (1992) *Science and the national parks*. National Academy Press, Washington, D.C.
- OLTREMARI J.V. & JACKSON R.G. (1985) Chile' National Parks: present and future. *Parks* 10: 1-4.
- PACHECO L.F., SIMONETTI J.A., & MORAES M. (1994) Conservation of Bolivian flora: representation of phytogeographic zones in the national system of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 3: 751-756.
- PIKE D.A. & THOMPSON J.N. (1986) Statistical analysis of survival and removal rate experiments. *Ecology* 67: 240-245.
- PRENTICE R.L. & MAREK P. (1979) A qualitative discrepancy between censored data rank tests. *Biometrics* 35: 861-867.
- PRIMACK R.B. (1993) *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.
- REDFORD K.H. & ROBINSON J.G. (1991) Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. En: *Latin American mammalogy: history, biodiversity, and conservation*. Mares M.A. & Schmidley D.J. (eds.) University of Oklahoma Press, Norman: 227-237.
- RICHARDS J.F. (1990) Land transformation. En: *The earth as transformed by human action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Turner B.L. (ed.) Cambridge University Press, Cambridge: 163-178.
- RODRIGUEZ R., MATTHEI O. & QUEZADA M. (1983) *Flora arbórea de Chile*. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- RUNDEL R.W. (1981) The matorral zone of central Chile. En: *Mediterranean Type shrublands*. Di Castri F., Goodall D.W., Specht R.L. (eds.) Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, The Netherlands: 175-201.
- RUNDEL R.W. & WEISSER P.J. (1975) La Campana, a new national park in central Chile. *Biological Conservation* 8: 35-46.

- SCHREIBER R.K. & NEWMAN J.R. (1988) Acid precipitation effects on forest habitats: implications for wildlife. *Conservation Biology* 2: 249-259.
- SERRA M.T., GAJARDO R., & CABELLO A. (1986) *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm. "Belloto" (Lauraceae). Ficha técnica de especies amenazadas. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- SIMONETTI J.A. (1983) Occurrence of the black rat (*Rattus rattus*) in central Chile. *Mammalia* 47: 131-132.
- SIMONETTI J.A. (en prensa a) Conservación de la biodiversidad: soluciones de largo plazo. En: Dirzo R. & Piñero D. (eds.), *Conservación y manejo de los recursos naturales en América Latina*. México.
- SIMONETTI J.A. (en prensa b) Areas silvestres protegidas: ¿ protegidas y protectoras?. En: *La diversidad biológica y la cultural rural en la base de la gestión ambiental del desarrollo*. Dias-Piñeda F., de Miguel J.M., & Casado M.A. (eds). Madrid
- SIMONETTI J.A. & ARMESTO J.J. (1991) Conservation of temperate ecosystems in Chile: coarse versus fine-filter approaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 615-626.
- SIMONETTI J.A. & CORNEJO L.E. (1990) Economic and ecological changes: the prehistory of the Andean mountains of central Chile. Economic catalysts to ecological changes. Working Papers, Center of Latin American Studies, University of Florida: 65-77.
- SIMONETTI J.A. & FUENTES E.R. (1981) Guanacos versus cabras y conejos como moduladores del matorral de Chile central. En: *Actas de la IV Convención Internacional sobre Camélidos Sudamericanos*. Venegas C. & C. Cunazza (eds.). Publicaciones de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas.
- SIMONETTI J.A. & FUENTES E.R. (1983) Shrub preferences of native and introduced Chilean matorral herbivores. *Acta Oecologica - Oecologia Applicata* 4: 269-272.
- SMITH F.D.M., MAY R.M., PELLEW R., JOHNSON T.H. & WALTER K.R. (1993) How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology and Evolution* 8: 375-378.
- SOKAL R.R. & ROHLF F.J. (1995) *Biometry*. 3a. ed. Freeman & Company, New York, New York.
- SOULE M.E. (ed.) (1986). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- SOULE M.E. (1991) Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* 253: 744-745.
- TANGLEY L. (1988) A new era for biosphere reserves. *Bioscience* 38: 148-155.

- THOMPSON R. (1988) The wildlife resource and the needs of man. En: Proceedings of an international Symposium: national parks, nature reserves, and neighbours. Johannesburg Endangered Wildlife Trust: 93-98.
- VEBLEN T.T., DONOSO C., SCHLEGEL F.M. & ESCOBAR B. (1981) Forest dynamics in South-Central Chile. *Journal of Biogeography* 6: 329-340.
- VEBLEN T.T., MERMOZ M., MARTIN C., & KITZBERGER T. (1991) Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6: 71-83.
- VILLASEÑOR R. & SEREY I. (1980) Estudio fitosociológico de la vegetación del cerro La Campana (Parque Nacional La Campana) en Chile central. *Att. Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia*. 6: 69-91.
- WELLS M. (1992) Biodiversity conservation, affluence and poverty: mismatched cost and benefits and efforts to remedy them. *Ambio* 21: 237-243.
- WESTERN D. (1989) Conservation without parks: wildlife in the rural landscape. En: *Conservation for the twenty-first century*. Western D. & Pearl M. (eds.) Oxford University Press, New York, New York: 158-165.
- WILCOX B.A. (1980) Insular ecology and conservation. En: *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Soulé M.E. & Wilcox B.A. (eds.) Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts: 95-118.
- WILSON E.O. (1988) The current state of biological diversity. En: *Biodiversity*. Wilson E.O.(ed.) National Academy Press, Washington, D.C.: 3-18.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre) (1992) *Global biodiversity: status of the earth's living resources*. Chapman & Hall, London, England.
- ZAR J.H. (1984) *Biostatistical analysis*. 2d. ed. Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey.