

UCH-FC
MAB-B
M244i

**IMPACTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS:
UN ESTUDIO COMPARATIVO EN AMBIENTES SEMIARIDOS.**

**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

por

SUSANA DEL PILAR MALDONADO CURTI

1990



Tutor: Dr. Javier A. Simonetti Zambelli

02773

Facultad de Ciencias

Universidad de Chile

INFORME DE APROBACION

TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister presentada por la candidata

SUSANA DEL PILAR MALDONADO CURTI

ha sido aprobada por la Comisión Informante de Tesis como requisito de tesis para el grado de magister en Ciencias Biológicas con mención en Ecología.

Tutor de Tesis

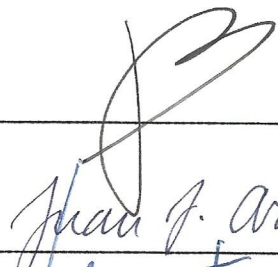
Javier A. Simonetti

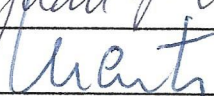
Comisión Informante de Tesis


Juan Ernesto

Eduardo Fuentes

Alberto Veloso



Juan F. Arnesto




AGRADECIMIENTOS

Muchas personas contribuyeron a la realización de este trabajo y cooperaron para que pudiese llevar a cabo mis estudios de postgrado.

En primer lugar, agradezco a mi tutor, Dr. Javier A. Simonetti, por su constante apoyo y estímulo, tanto durante el desarrollo de la tesis como durante mis estudios.

Gracias a Teresa Agüero, Eduardo Astorga, Ramiro Bustamante, Audrey Grez y María Victoria López por su ayuda y compañía durante mi trabajo en El Pangué. También agradezco a Eduardo por enseñarme a utilizar los programas computacionales necesarios para el desarrollo de esta tesis.

La realización de mi trabajo en Argentina no habría sido posible sin la colaboración del Dr. Ricardo A. Ojeda, quién me permitió utilizar la infraestructura necesaria, tanto en el Laboratorio de Fauna del IADIZA-Mendoza como en la Reserva Ecológica de Ñacuñán. La inestimable ayuda de la Lic. Elba Pescetti fue fundamental, tanto en Mendoza como en Ñacuñán. Ricardo y su familia, al igual que Elba y su esposo, me acogieron en sus hogares durante mis

estadias en Mendoza. Gracias a ellos por su hospitalidad y amistad.

Agradezco a mi familia, que me ha apoyado constantemente durante estos años. En forma especial, agradezco a mis padres y a mi hermana Irene. También debo agradecer a los tíos Sergio y Doris, a María Victoria, y a todos los amigos que me ayudaron durante diversos momentos de mis estudios.

En Chile, este trabajo fue financiado por el proyecto DTI 2596-8714 (Universidad de Chile) a Javier A. Simonetti. Además, durante el desarrollo de la tesis obtuve becas del Departamento Técnico de Investigación y de la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias, ambas de la Universidad de Chile. Los viajes a Argentina fueron financiados mediante una Young Scientist Fellowship, otorgada por la División de Ciencias Ecológicas de UNESCO, París (contrato ECO 08/87). El trabajo en Argentina fue financiado por el proyecto PID 3011800-85 (CONICET) a Ricardo A. Ojeda.

INDICE

AGRADECIMIENTOS	i
LISTA DE TABLAS	v
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMEN	ix
INTRODUCCION	1
SITIOS DE ESTUDIO Y METODOS	7
EVALUACION DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS DE AMBIENTES SEMIARIDOS	7
ANALISIS DE CASOS: MATORRAL DE CHILE CENTRAL Y DESIERTO DE MONTE, ARGENTINA	9
Sitios de estudio	9
Evaluación de la fauna de micromamíferos .	12
Evaluación de recursos tróficos	13
RESULTADOS	16
EVALUACION DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS DE AMBIENTES SEMIARIDOS	16
ANALISIS DE CASOS: MATORRAL DE CHILE CENTRAL Y DESIERTO DE MONTE, ARGENTINA	27
MATORRAL	27
Estructura de la vegetación	27
Estructura de los conjuntos de micromamíferos	29
Estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos	35
Recursos tróficos	39

MONTE	43
Estructura de la vegetación	43
Estructura de los conjuntos de micromamíferos	46
Estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos	50
Recursos tróficos	55
DISCUSION	64
Análisis de casos: matorral de Chile central y desierto de Monte, Argentina	68
Impacto del pastoreo en el matorral	70
Impacto del pastoreo en el Monte	72
Consecuencias del pastoreo para los micromamíferos del matorral	74
Consecuencias del pastoreo para los micromamíferos del Monte	76
Alteración de los recursos tróficos y dieta	83
Matorral	84
Monte	86
REFERENCIAS	89
APENDICE A: Trabajos incluidos en la evaluación del efecto del pastoreo sobre micromamíferos de ambientes semiáridos	98

LISTA DE TABLAS

TABLA	1. Sitios utilizados en estudios sobre efectos del pastoreo en Norte y Sudamérica	8
TABLA	2. Número de especies de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica	18
TABLA	3. Abundancia (MNA) de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica	19
TABLA	4. Diversidad (H') de conjuntos de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica	20
TABLA	5. Homogeneidad (J') de conjuntos de micromamíferos de sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica	21
TABLA	6. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos herbívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados	22
TABLA	7. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos granívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados	23
TABLA	8. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos insectívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados	24
TABLA	9. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos omnívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados	25

TABLA 10.	Porcentaje de casos en que los atributos de los conjuntos de micromamíferos aumentan, no cambian o disminuyen en sitios pastoreados versus no pastoreados de Norte y Sudamérica	26
TABLA 11	Cobertura vegetal y abundancia relativa de especies arbustivas en sitios control y pastoreado de El Pangue (Chile)	28
TABLA 12.	Características de las taxocenosis de micromamíferos evaluadas en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	32
TABLA 13.	Abundancia relativa y coeficientes de variación (CV) de las especies de micromamíferos capturados en sitios pastoreado y control de El Pangue, Chile	33
TABLA 14.	Abundancia (MNA) y coeficiente de variación (CV) de las distintas categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	40
TABLA 15.	Diversidad y homogeneidad de grupos tróficos de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	41
TABLA 16.	Abundancia promedio de hierbas, semillas y artrópodos en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	44
TABLA 17.	Abundancia promedio de semillas de hierbas y arbustos en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	45
TABLA 18.	Cobertura vegetal y abundancia relativa de especies en sitios no pastoreado y pastoreado de Ñacuñán (Argentina)	47
TABLA 19.	Características de las taxocenosis de micromamíferos evaluadas en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	51

TABLA 20.	Abundancia relativa y coeficientes de variación (CV) de las especies de micromamíferos capturados en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	52
TABLA 21.	Abundancia (MNA) y coeficiente de variación (CV) de las distintas categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	57
TABLA 22.	Diversidad y homogeneidad de grupos tróficos de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	58
TABLA 23.	Abundancia promedio de hierbas y semillas en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	61
TABLA 24.	Abundancia promedio de semillas de hierbas y arbustos en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	62
TABLA 25.	Abundancia promedio de artrópodos totales y artrópodos excluyendo Formicidae en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	63

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.	Abundancia relativa de especies de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	34
FIGURA 2.	Categorías tróficas de los micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	37
FIGURA 3.	Abundancia relativa de categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue, Chile	42
FIGURA 4.	Abundancia relativa de especies de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	53
FIGURA 5.	Categorías tróficas de los micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	56
FIGURA 6.	Abundancia relativa de categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina	59

RESUMEN

Los estudios comparativos de los efectos de un mismo agente de perturbación sobre comunidades biológicas diferentes permitirían un avance hacia el entendimiento del rol de las perturbaciones, naturales o antrópicas, en la estructuración y dinámica de las comunidades. En este contexto, el propósito de esta tesis ha sido evaluar comparativamente el efecto del pastoreo por ganado doméstico sobre la estructura de los conjuntos de micromamíferos de 20 ambientes semiáridos norte y sudamericanos, en términos de riqueza de especies, abundancia total, diversidad, homogeneidad y estructura trófica. A continuación se analizaron en detalle dos casos: matorral centrochileno y desierto de Monte, Argentina. Los patrones observados se relacionaron con la estructura actual de la vegetación y su efecto sobre la abundancia y distribución de los recursos tróficos de los micromamíferos.

En términos generales, las respuestas de los micromamíferos son variables. Algunos atributos comunitarios, como por ejemplo, la riqueza de especies, la abundancia total y la abundancia de herbívoros, son

modificados en forma similar por el pastoreo. En cambio, otros atributos parecen ser modificados en forma aleatoria. La variabilidad de patrones observados se debería a que las diferentes especies responderían idiosincráticamente a un mismo tipo de perturbación. Se postula que las modificaciones experimentadas por los micromamíferos se deberían, en la mayoría de los casos, a las alteraciones en su base de recursos, ocasionadas directa o indirectamente por una larga historia de pastoreo.

Se sugiere que en la estructuración de las comunidades y su respuesta a las perturbaciones participarían procesos diversos, no directamente relacionados con los elementos faunísticos componentes, con la historia de sus hábitats, o con sus interacciones con otras especies, entre otros factores.

Estos resultados tienen consecuencias, tanto teóricas como prácticas, ya que la formulación de teorías sintéticas y establecimiento de pautas generales de manejo deberán contemplar las causas de la gran variabilidad de respuestas encontradas.

INTRODUCCION

Uno de los principales intereses de la ecología es entender los factores que determinan la estructura y dinámica de las comunidades biológicas. Históricamente, se ha considerado que los factores primarios en la organización de las comunidades son las características propias de sus especies componentes, y las interacciones entre éstas, particularmente la competencia y la predación (e.g., Giller 1984, Roughgarden & Diamond 1986). La mayoría de los estudios se han centrado en comunidades naturales, presuntamente estables, no influenciadas por perturbaciones, al menos recientes (Harmon et al. 1983). Sin embargo, una de las principales causas de heterogeneidad en los distintos niveles de organización ecológica son, precisamente, las perturbaciones naturales, cuyo estudio se ha intensificado en los últimos años (Bazzaz 1983, Sousa 1984, Karr & Freemark 1985, Pickett & White 1985a, Pickett et al. 1989). Las perturbaciones gatillan respuestas individuales, que se reflejan en cambios a nivel poblacional en variables como densidad, tasas de crecimiento y mortalidad, distribución espacial, a nivel comunitario en composición específica, abundancias relativas, estructura trófica, y a nivel ecosistémico en

los flujos de energía y ciclo de nutrientes (Karr & Freemark 1985).

Parte importante de los estudios sobre perturbaciones se han restringido a agentes naturales, tanto bióticos como abióticos (ver Sousa 1984, Karr & Freemark 1985 para dos revisiones recientes). En la actualidad sin embargo, no es posible limitarse sólo a este tipo de perturbaciones. El hombre ha sido un factor que ha afectado la organización de las comunidades desde hace largo tiempo. De hecho, el impacto del hombre y sus actividades puede ser comparable o mayor que los efectos de otras perturbaciones (Bazzaz 1983, Harmon *et al.* 1983, Hamburg & Sanford 1986, Simonetti & Falabella 1986, Simonetti 1988).

Uno de los aspectos usualmente ignorados respecto al papel de las perturbaciones sobre la estructura de las comunidades, es la eventual similitud del efecto de un mismo régimen de perturbación sobre comunidades biológicas diferentes (véase Hanley & Page 1982 para una excepción). La escasez de estudios comparativos impiden un cabal entendimiento del papel de las perturbaciones, particularmente antrópicas, en las comunidades (Karr & Freemark 1985). Averiguar si un mismo régimen de perturbación genera cambios similares en la estructura de faunas diferentes, y determinar si esos cambios se producen mediante los mismos mecanismos tiene importancia

tanto teórica como práctica. Por una parte, los estudios comparativos permiten establecer cuán generales son los mecanismos mediante los cuales las perturbaciones modifican o determinan la estructura de las comunidades. Este aspecto es considerado importante para comprender la heterogeneidad de los sistemas ecológicos (Karr & Freemark 1985). Por otra parte, determinar si un mismo régimen de perturbación genera los mismos cambios aún sobre faunas diferentes, permitiría establecer políticas de manejo generales para tales efectos.

Un tipo de perturbación asociada a los asentamientos humanos es el pastoreo por ganado doméstico, que constituye uno de los factores de perturbación más frecuentes en ambientes áridos y semiáridos (Wiens 1985). El pastoreo tendría un efecto directo sobre la vegetación, modificando la diversidad, abundancia, cobertura y productividad de las distintas especies, lo que se reflejaría finalmente en un cambio estructural de la vegetación (Smith 1940, Sims & Singh 1978, Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982, Sala et al. 1986, Facelli et al. 1989, entre otros). A su vez, el pastoreo tendría un efecto indirecto sobre la fauna, gatillado por las modificaciones en la base de recursos que generan las alteraciones en la vegetación. Estos efectos se han detectado en diversos taxa animales, como micromamíferos (Taylor et al. 1935, Smith 1940, Larrison & Johnson 1973,

Reynolds 1980, Reynolds & Trost 1980, Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982, Whitaker et al. 1983, Simonetti 1983), aves (Bock & Webb 1984, Knopf et al. 1988 y referencias allí citadas), lagartijas (Jones 1979, Reynolds & Trost 1980), e invertebrados (Taylor et al. 1935, Weese 1939, Smith 1940, Southwood & van Emden 1967, Morris 1968, 1969, Hutchinson & King 1980, Capinera & Sechrist 1982, Whitaker et al. 1983, Rottman & Capinera 1983).

El pastoreo por ganado doméstico podría modificar las características de la fauna de micromamíferos mediante la alteración de la oferta de recursos. En general, un organismo es más común en áreas donde sus recursos o estado de recursos son más abundantes (principio de minimización Q, MacArthur et al. 1962, MacArthur 1972, Price & Waser 1984). De hecho, la diversidad y abundancia de roedores es explicable por cambios en la composición y abundancia de hierbas y arbustos, que son importantes como refugio y provisión de alimento (e.g. Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982, Parmenter & MacMahon 1983, Simonetti 1986a).

Con el propósito de buscar patrones generales de respuesta de los micromamíferos al pastoreo, como una base para establecer generalizaciones empíricas acerca del rol de un mismo tipo de perturbación sobre comunidades biológicas diferentes, en esta tesis se evalúa el impacto del pastoreo por ganado doméstico en la estructura

comunitaria de 20 conjuntos de micromamíferos nativos de diversos ambientes semiáridos norte y sudamericanos. Los atributos analizados son riqueza específica, abundancia total, diversidad, homogeneidad y estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos de sitios pastoreados respecto a los de sitios no pastoreados. Si el pastoreo modifica la abundancia y distribución de los recursos tróficos utilizados por los micromamíferos, a través de la alteración del hábitat, se espera que las abundancias relativas de herbívoros, granívoros, insectívoros y omnívoros varíe de acuerdo a la cantidad de hierbas, semillas e insectos ofrecida por sitios pastoreados y no pastoreados. Estas modificaciones se reflejarían a su vez en otros atributos comunitarios, como riqueza de especies, abundancia total, diversidad y homogeneidad de los conjuntos de micromamíferos.

Con el propósito de evaluar las complejidades involucradas en las respuestas de cada conjunto de micromamíferos al mismo tipo de perturbación, se analiza en detalle el impacto del pastoreo en dos casos, el matorral centrochileno y el desierto de Monte argentino, correspondientes a formaciones florísticas afines (Sarmiento 1975). En estas dos zonas, la crianza de ganado es abundante, y descansa en la vegetación nativa e introducida como fuente de alimento (Tanquilevich 1973, Miller 1980, Roig 1980, Cañas et al. 1982, Simonetti

1986a). Chile central sostiene aproximadamente el 65% del ganado doméstico del país (Cañas et al. 1982), constituyendo uno de los agentes de perturbación más importantes de la zona. Se ha postulado que el pastoreo es uno de los factores determinantes de la configuración actual del matorral y su fauna de micromamíferos (Simonetti 1986a). En Argentina, el pastoreo también es una fuente importante de perturbación, convirtiéndose en una de las principales causas antrópicas de desertificación (Tanquilevich 1973).

El uso ganadero de los ambientes semiáridos modificaría la vegetación, transformando el hábitat, y con ello podría alterar la base de recursos alimentarios para los micromamíferos. Consecuentemente, el pastoreo podría alterar la estructura trófica de sus taxocenosis. La reducción de la cobertura arbustiva por ganadería (unido a raleo y fuego, entre otros factores) modificaría, al menos, la oferta de microhábitats y con ello, la composición y abundancia relativa de los micromamíferos en Chile central (Simonetti 1986a). Se desconoce, sin embargo, como los cambios en la fauna de micromamíferos son afectados por modificaciones en la oferta de recursos tróficos, ignorándose además cuán similares pueden ser los efectos del pastoreo sobre biotas diferentes.

SITIOS DE ESTUDIO Y METODOS

EVALUACION DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS DE AMBIENTES SEMIARIDOS

Para investigar la respuesta de biotas diferentes al pastoreo por ganado doméstico, se comparo su impacto sobre la riqueza de especies, abundancia, diversidad, homogeneidad y estructura trófica de 20 conjuntos de micromamíferos de diversos ambientes semiáridos norte y sudamericanos (Tabla 1). La información utilizada fue obtenida de una revisión de la literatura, incluyendo sólo aquellos trabajos que se abocaban directamente a estudiar el efecto del pastoreo sobre atributos comunitarios de conjuntos de micromamíferos de sitios pastoreados respecto a los de sitios no pastoreados.

En estos conjuntos, se analizó la tendencia de cambios positivos (aumento +), negativos (disminución -) o neutros (sin cambio significativo 0) en la riqueza de especies, abundancia, diversidad y homogeneidad de sitios pastoreados respecto a los sitios no pastoreados. Para la estructura trófica, se analizó la magnitud y tendencia de los cambios en la abundancia de micromamíferos herbívoros, granívoros, insectívoros y omnívoros.

TABLA 1. Sitios utilizados en estudios sobre efecto del pastoreo por ganado en ambientes semiáridos de Norte y Sudamérica.

FORMACION	ESPECIE DOMINANTE	LOCALIDAD	REFERENCIA
1. matorral	<u>Atriplex confertifolia</u>	California, EEUU	1
2. matorral	<u>Sarcobatus vermiculatus</u>	"	1
3. matorral	<u>Artemisia arbuscula</u>	"	1
4. matorral	<u>Artemisia tridentata</u>	"	1
5. matorral	<u>A. tridentata</u>	"	1
6. pradera	<u>Poa nevadensis</u>	"	1
7. matorral	<u>A. tridentata</u>	Idaho, EEUU	2
8. pradera	<u>Agropyron cristatum</u>	"	2
9. pradera	<u>Andropogon scoparius</u>	Oklahoma, EEUU	3
10. pradera	<u>A. scoparius, Buchloe dactyloides</u>	"	4
11. pradera	<u>Agropyron spicatum</u>	Washington, EEUU	5
12. pradera	<u>Festuca idahoensis</u>	Montana, EEUU	5
13. pradera	<u>Bouteloa gracilis</u>	Colorado, EEUU	5
14. pradera	<u>Andropogon gerardi</u>	Oklahoma, EEUU	5
15. pradera	---	California, EEUU	6
16. pradera	---	"	6
17. matorral	<u>Artemisia tridentata</u>	Idaho, EEUU	7
18. matorral	---	Peñuelas, Chile central	8
19. matorral	<u>Lithrea caustica</u>	Pangue, Chile central	9
20. matorral	<u>Larrea divaricata</u>	Nacuñán, Argentina	9

REFERENCIAS:

1. Hanley & Page (1982); 2. Reynolds (1980); 3. Phillips (1936); 4. Smith (1940); 5. Grant et al. (1982); 6. Quast (1954); 7. Johnson (1982); 8. Simonetti (1983); 9. Maldonado, esta tesis.

El Apéndice A resume las características de los 20 sitios en que se realizaron los estudios y las metodologías utilizadas.

ANALISIS DE CASOS: MATORRAL DE CHILE CENTRAL Y
DESIERTO DE MONTE, ARGENTINA.

Sitios de estudio

En Chile, el estudio se efectuó en el Fundo "El Pangue", ubicado en la cordillera de la Costa ($33^{\circ}18'S$, $71^{\circ}11'O$, 550 msnm, 90 km NO de Santiago). Esta zona se caracteriza por poseer clima mediterráneo semiárido, con veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos. El promedio anual de temperaturas máximas varía entre 16° y 25° C, y el promedio de temperaturas mínimas entre 4° y 11° C, con una precipitación anual variando entre 300 y 900 mm (di Castri & Hajek 1976).

La vegetación predominante en El Pangue es representativa del matorral esclerófilo (véase Rundel 1981), y está compuesta por arbustos como Acacia caven, Colliguaya odorifera, Cryptocarya alba, Lithrea caustica, Maytenus boaria, Peumus boldus, Quillaja saponaria y Schinus latifolius, y Trevoa trinervis. Dentro de un área de aproximadamente 100 ha, se seleccionaron dos sitios de 3.600 m², las cuales diferían en la presencia de ganado. El sitio pastoreado fue ubicado en una zona utilizada comúnmente por el ganado vacuno. Como sitio control, se

utilizó un área permanentemente restringida al acceso de ganado, aproximadamente a 300 m del sitio pastoreado. Durante el período de muestreo, el régimen de pastoreo continuó sin modificaciones. Este consistió en la permanencia de 60 cabezas de ganado en el sitio pastoreado, durante 20 días, dos veces al año (fines de invierno y verano).

En Argentina, el estudio se realizó en la Reserva Ecológica de Ñacuñán y en la Estancia Catena, ubicadas en la llanura semiárida del este de la provincia mendocina (34°02' S y 67°58' O, 572 msnm, aproximadamente 200 km SE de Mendoza). Esta zona se caracteriza por un clima de tipo desértico, templado cálido, con precipitaciones escasas y estivales. Se producen dos períodos relativamente húmedos durante el año, uno en septiembre y otro de mayor intensidad y duración entre enero y mayo. Los meses de junio y julio se caracterizan por temperaturas mínimas medias inferiores a 0°C, marcando el período más frío del año. Los meses más cálidos son enero y febrero, con temperaturas máximas medias cercanas a los 40°C (información registrada en la estación meteorológica que posee el Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas -IADIZA- en Ñacuñán).

El sitio control se estableció en un sector inaccesible al uso por parte del ganado vacuno desde la creación de la Reserva, en 1971. La vegetación del sitio

es representativa del algarrobal (Roig 1971), compuesto por árboles de Prosopis flexuosa y Geoffroea decorticans, con un estrato arbustivo de Larrea divaricata, L. cuneifolia y distintas especies de Lycium. El estrato herbáceo generalmente supera el 60% de cobertura, siendo importantes las gramíneas. El sitio pastoreado se estableció en la estancia "Catena", dedicada principalmente a la actividad ganadera. El campo seleccionado para el estudio tiene 2.500 ha y en él se mantienen aproximadamente 500 cabezas de ganado durante 180 días al año. Como sitio de muestreo se seleccionó un algarrobal, situado a unos 300 m del sitio control. Al igual que en Chile, la actividad ganadera no fue interrumpida durante los muestreos.

La vegetación de los sitios de estudio fue caracterizada a través de transectos lineales de 100 m cada uno, con una separación de 10 m entre cada transecto. Se identificaron las especies presentes a lo largo del transecto y el porcentaje de suelo que cubrían. Este método permitió evaluar riqueza específica, grado de cobertura arbustiva y herbácea, cobertura relativa por especie y cobertura total en cada sitio (Armesto & Gutierrez 1981).

Evaluación de la fauna de micromamíferos

Las variables usadas para evaluar los efectos del

pastoreo sobre los micromamíferos fueron riqueza de especies, composición específica, abundancias total y relativa (evaluadas en base a número mínimo de animales conocidos vivos: MNA), coeficiente de variación temporal de la abundancia por taxa ($CV = S * 100 / \bar{x}$, donde S es la desviación estandar y \bar{x} es la abundancia promedio evaluada sobre el total de los muestreos), diversidad ($H' = - \sum p_i \ln p_i$, índice de Shannon, donde p es la proporción de la abundancia de cada especie respecto del total de micromamíferos) y homogeneidad ($J' = H' / H'_{\text{máx}}$, donde $H'_{\text{máx}}$ es $\ln s$, siendo s el número de especies).

El muestreo de micromamíferos se realizó en sesiones bimensuales de trapeo con captura viva. Los periodos de trapeo se extendieron entre julio de 1987 y mayo de 1988 en Chile, con un esfuerzo total de captura de 2.806 trampas-noche, y junio de 1987 y abril de 1988 en Argentina, con un esfuerzo de 2.554 trampas-noche. Los trapeos se realizaron en grillas de 50 trampas Sherman medianas, dispuestas en 5 columnas y 10 filas, con una separación de 10 m entre las trampas, cubriendo cada grilla un área total de 3.600 m². Cada periodo de muestreo se extendió por 5 noches, excepto los dos últimos en Argentina, que fueron de sólo 4 noches. Los animales capturados fueron determinados, sexados, pesados y marcados individualmente, registrándose además edad y estado reproductivo, antes de ser liberados. Toda la

información obtenida fue registrada en un calendario de capturas (Petrusewicz & Andrzejewski 1962). El tamaño corporal de Galea musteloides (240 mm de longitud), roedor caviomorfo presente en Ñacuñán, impidió su captura en trampas Sherman. Por tal motivo, su abundancia fue estimada mediante conteo de fecas (Putman 1984), en 50 cuadrantes de 1m² distribuidos aleatoriamente en cada sitio, durante octubre de 1987.

Para determinar la estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos, se estimó la abundancia de individuos pertenecientes a las categorías herbívoros, granívoros, insectívoros y omnívoros, en cada sitio pastoreado y no pastoreado. También se calculó su CV, diversidad y homogeneidad. Los hábitos alimentarios de los micromamíferos chilenos fueron obtenidos de la información proporcionada por Glanz (1977) y Meserve (1981a). Para las especies argentinas, se utilizó la información facilitada por R. Ojeda (datos no publicados) sobre hábitos alimentarios de los micromamíferos de la Reserva Ecológica de Ñacuñán.

Evaluación de recursos tróficos

En los mismos sitios donde se muestrearon los micromamíferos, se estimó la disponibilidad de tres recursos alimentarios importantes para éstos: hierbas, semillas y artrópodos. Esta evaluación fue un trabajo



cooperativo. En Argentina, el análisis fue realizado por la autora (SM), mientras en Chile, las abundancias de semillas fueron estimadas por Ramiro Bustamante y las de artrópodos por Audrey Grez. Análisis detallados y comparativos de la dinámica del banco de semillas y de los artrópodos del suelo, tanto chilenos como argentinos, serán publicados en forma independiente a esta tesis (e.g., Grez 1988, Agüero *et al.* 1988).

La abundancia total y relativa de hierbas fue estimada determinando su biomasa aérea al final de la estación de crecimiento: noviembre en Chile y abril en Argentina. Se cosechó la parte aérea de las hierbas en 12 cuadrantes de 0.25 m^2 por sitio, 6 bajo arbustos y 6 entre arbustos. En el laboratorio, el material se secó en estufa a peso constante y se determinó su peso seco. Además se calculó el porcentaje de variación (CV) de la abundancia de hierbas entre muestras como indicador de la variabilidad espacial en la oferta de hierbas.

Las semillas y artrópodos fueron muestreados en forma simultánea a cada trapeo de micromamíferos. En cada muestreo de semillas se extrajeron 20 muestras de 100 cm^3 de suelo por sitio. Para ello se colocaba en sitios elegidos aleatoriamente, un cuadrado de madera de 10 cm por lado, extrayendo una capa de 1 cm de profundidad del suelo encerrado por el cuadrado. En el laboratorio, las muestras fueron secadas en estufa y cernidas con cedazo de

porosidad 0,5 mm de diámetro, para eliminar la tierra. El material remanente fue examinado bajo lupa, extrayéndose e identificándose las semillas. La determinación de semillas se hizo a nivel específico cuando fue posible, utilizando para ello colecciones de referencia obtenidas en cada sitio de trabajo.

Los artrópodos fueron capturados mediante trampas Barber (Southwood 1978), colocadas en los bordes de las grillas para muestreo de micromamíferos, con una separación aproximada de 10 m entre cada trampa. Las trampas se llenaron con una mezcla de agua, formalina y detergente, manteniéndose activas durante 4 días. En Chile, se utilizaron 20 trampas por sitio, mientras que en Argentina, el número se redujo a 16. Las muestras se mantuvieron en alcohol al 70%, procediendo luego a identificar y cuantificar los individuos colectados. Para la determinación, a nivel de familia, se utilizaron las claves de Chu (1949), Borrór *et al.* (1981) y Peña (1986).

Además de determinar la abundancia de semillas y artrópodos, se calculó el CV de su abundancia a través del tiempo, sobre el total de los muestreos realizados en el año de estudio.

RESULTADOS

EVALUACION DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS
DE AMBIENTES SEMIARIDOS

En total, nueve trabajos realizados en 20 zonas de pastizales y arbustos de diversos ambientes semiáridos de Norte y Sudamérica, fueron incluidos en el presente análisis. Estos consideraban específicamente una comparación entre áreas pastoreadas y no pastoreadas, mediante un protocolo tipo "experimento natural" (sensu Diamond 1986).

El número de especies de micromamíferos es menor en sitios pastoreados de ambientes semiáridos que en no pastoreados. La riqueza de especies disminuye en el 65% de los casos analizados, aumenta en el 20% y no cambia en el 15% de los casos (Tablas 2 y 10).

En relación a la abundancia total, los micromamíferos son menos abundantes en sitios pastoreados que no pastoreados en el 87% de los casos (Tabla 3). La diferencia respecto a los casos en que la abundancia de micromamíferos es mayor en los sitios pastoreados es altamente significativa (Tabla 10).

El pastoreo, sin embargo, no altera en forma

predecible la diversidad y homogeneidad de los conjuntos de micromamíferos de ambientes semiáridos. La diversidad disminuye en el 40% de los casos, pero aumenta en otro 40% y no cambia en el 20% de los casos analizados (Tablas 4 y 10). La homogeneidad disminuye en el 33% de los casos, aumenta en el 40% y no cambia en el 27% restante (Tablas 5 y 10).

La proporción de individuos pertenecientes a las diferentes categorías tróficas es modificada por el pastoreo. El cambio se debe a una reducción altamente significativa de herbívoros en los sitios pastoreados (Tabla 10). La abundancia de herbívoros disminuye en el 92% de los casos y no cambia solamente en un caso (8%) (Tabla 6). Los granívoros, insectívoros y omnívoros también son menos abundantes en los sitios pastoreados, pero la diferencia con los sitios no pastoreados no es estadísticamente significativa (Tablas 7, 8, 9 y 10).

En resumen, el pastoreo disminuye claramente la riqueza de especies de micromamíferos, su abundancia total y la abundancia relativa de herbívoros, pero no se observan patrones claros de cambio en otros atributos estructurales de los conjuntos de micromamíferos que habitan diversos hábitats semiáridos de Norte y Sudamérica.

TABLA 2. Número de especies de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica. Cambio: - = disminución, Ø = sin cambio, + = aumento. Sitios como en Tabla 1.

SITIOS	PASTOREADO	NO PASTOREADO	CAMBIO
1.	1	5	-
2.	5	7	-
3.	3	4	-
4.	3	6	-
5.	3	3	Ø
6.	8	2	+
7.	5	9	-
8.	6	7	-
9.	2	3	-
10.	7	8	-
11.	6	6	Ø
12.	2	4	-
13.	4	4	Ø
14.	6	10	-
15.	4	3	+
16.	4	3	+
17.	4	5	-
18.	2	3	-
19.	5	4	+
20.	5	6	-

TABLA 3. Abundancia (MNA) de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica. Cambio como en Tabla 2 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	PASTOREADO	NO PASTOREADO	CAMBIO
1.	5	11	-
2.	17	35	-
3.	10	49	-
4.	27	40	-
5.	60	36	+
6.	37	80	-
7.	159	187	-
8.	44	158	-
11.	468	384	+
12.	82	240	-
13.	160	175	-
14.	375	1,586	-
18.	3	31	-
19.	53	58	-
20.	66	128	-

TABLA 4. Diversidad (H') de conjuntos de micromamíferos en sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica. Cambio como en Tabla 2 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	PASTOREADO	NO PASTOREADO	CAMBIO
1.	0.00	0.67	-
2.	0.50	0.80	-
3.	0.39	0.56	-
4.	0.38	0.68	-
5.	0.33	0.32	0
6.	0.70	0.09	+
7.	0.69	1.11	-
8.	1.04	0.85	+
11.	0.68	0.69	0
12.	0.25	0.75	-
13.	1.01	0.90	+
14.	1.09	0.75	+
18.	0.64	0.57	+
19.	1.55	1.22	+
20.	1.40	1.36	0

TABLA 5. Homogeneidad (J') de conjuntos de micromamíferos de sitios pastoreados y no pastoreados de Norte y Sudamérica. Cambio como en Tabla 2 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	PASTOREADO	NO PASTOREADO	CAMBIO
1.	1.00	0.96	0
2.	0.72	0.95	-
3.	0.82	0.92	-
4.	0.79	0.87	-
5.	0.69	0.66	0
6.	0.78	0.29	+
7.	0.43	0.51	-
8.	0.58	0.44	+
11.	0.54	0.53	0
12.	0.54	0.73	-
13.	0.84	0.75	+
14.	0.82	0.42	+
18.	0.93	0.52	+
19.	0.96	0.88	+
20.	0.85	0.87	0

TABLA 6. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos herbívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados (- = disminución, + = aumento; es decir, -1 significa que la población en el sitio pastoreado es 1% menos abundante que en el control). Sitios como en Tabla 1.

SITIOS	% CAMBIO
2.	-100
3.	-100
4.	-100
5.	-50
6.	-99
7.	-100
9.	-100
10.	-100
11.	0
12.	-96
14.	-96
20.	-58

TABLA 7. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos granívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados. Explicación como en Tabla 6 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	% CAMBIO
1.	-29
2.	-71
3.	-79
4.	-47
5.	+313
6.	+100
7.	-35
10.	+100
11.	+25
13.	-8
14.	>+500
15.	+20
16.	-96
18.	-100
19.	-22

TABLA 8. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos insectívoros en sitios pastoreados comparados con sitios no pastoreados. Explicación como en Tabla 6 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	% CAMBIO
6.	+100
7.	-67
10.	0
11.	+22
13.	-8
14.	-91
18.	-92
19.	-32
20.	-8

TABLA 9. Porcentaje de cambio en la abundancia de micromamíferos omnívoros en sitios pastoreados comparados con no pastoreados. Explicación como en Tabla 6 y sitios como en Tabla 1.

SITIOS	% CAMBIO
1.	-100
2.	-14
3.	-75
4.	-43
5.	0
6.	+200
7.	-5
9.	-16
10.	+28
11.	+20
12.	+44
13.	-9
14.	>+500
15.	+42
16.	-56
18.	-80
19.	+367

TABLA 10. Porcentaje de casos en que los atributos de los conjuntos de micromamíferos aumentan, no cambian o disminuyen en sitios pastoreados versus no pastoreados de ambientes semiáridos norte y sudamericanos. P es la probabilidad con que las diferencias entre proporciones son estadísticamente diferentes (prueba de hipótesis para proporciones de un grupo, categorías mutuamente exclusivas; Siegel & Castellan 1988).

PORCENTAJE DE CASOS				
	AUMENTO	SIN CAMBIO	DISMINUCION	P

RIQUEZA	20	15	65	0,02*
ABUNDANCIA TOTAL	13	0	87	< 0,01*
DIVERSIDAD	40	20	40	1,00
HOMOGENEIDAD	40	27	33	0,79
HERBIVOROS	0	8	92	< 0,01*
GRANIVOROS	40	0	60	0,43
INSECTIVOROS	22	11	67	0,10
OMNIVOROS	41	6	53	0,62

ANÁLISIS DE CASOS: MATORRAL DE CHILE CENTRAL Y DESIERTO DE MONTE, ARGENTINA.

En esta sección, se describen en detalle las características vegetacionales, estructura comunitaria de los conjuntos de micromamíferos y abundancia de recursos tróficos utilizados por los micromamíferos de zonas pastoreadas y no pastoreadas de El Pangué y Ñacuñán.

MATORRAL

Estructura de la vegetación

Los sitios pastoreado y no pastoreado difieren fisionómicamente. El primero posee menos cobertura arbustiva y más cobertura herbácea que el sitio no pastoreado. La composición específica y abundancia relativa de las especies arbustivas también difiere (Tabla 11). La vegetación en el campo no pastoreado es principalmente arbustiva, dominando Lithrea caustica, Peumus boldus y Cryptocarya alba, que acumulan el 70% de la cobertura (Tabla 11). En el campo pastoreado, el estrato arbustivo es significativamente menos abundante, adquiriendo mayor importancia relativa las herbáceas, principalmente gramíneas. Las especies arbustivas dominantes son Sophora macrocarpa, Baccharis linearis, L. caustica y P. boldus (Tabla 11). Las especies herbáceas presentes en los sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué son las mismas, pero su abundancia total y

TABLA 11. Cobertura vegetal y abundancia relativa de especies arbustivas en sitios no pastoreado y pastoreado de El Pangue. Valores son % promedio de cobertura \pm 2 EE. P es la probabilidad que las medias sean estadísticamente diferentes (prueba U de Mann-Whitney, dos colas). n = 6 transectos por sitio. Nomenclatura según Marticorena y Quezada (1985).

	NO PASTOREADO	PASTOREADO	P
% COBERTURA ARBUSTIVA	82,0 \pm 5,0	42,0 \pm 9,4	<< 0,01 *
% COBERTURA HERBACEA	17,2 \pm 8,3	60,2 \pm 14,3	<< 0,01 *
% SUELO DESNUDO	4,0 \pm 3,7	5,5 \pm 3,5	0,42
<u>Lithrea caustica</u>	29,0 \pm 12,1	5,6 \pm 4,1	< 0,01 *
<u>Peumus boldus</u>	17,9 \pm 7,2	5,3 \pm 3,2	0,01 *
<u>Cryptocarya alba</u>	12,8 \pm 25,6	---	0,62
<u>Baccharis linearis</u>	11,2 \pm 6,3	7,5 \pm 2,6	0,26
<u>Schinus latifolius</u>	9,0 \pm 5,8	1,3 \pm 2,3	0,07
<u>Calceolaria cf. ascendens</u>	8,9 \pm 6,3	2,5 \pm 2,8	0,08
<u>Sophora macrocarpa</u>	4,4 \pm 2,8	8,0 \pm 4,9	0,24
<u>Acacia caven</u>	4,0 \pm 4,3	0,7 \pm 1,5	0,26
<u>Quillaja saponaria</u>	3,6 \pm 2,5	3,2 \pm 4,7	0,34
<u>Schinus polygamus</u>	3,5 \pm 3,5	1,5 \pm 1,7	0,42
<u>Trevoa trinervis</u>	0,9 \pm 1,0	2,1 \pm 2,9	0,87
<u>Muehlenbeckia hastulata</u>	---	3,8 \pm 2,1	<< 0,01 *
N° especies arbustos	20	23	

abundancias relativas son diferentes. En el sitio pastoreado, son importantes Bromus mollis, Erodium cicutarium, Bromus sp., Trifolium sp., entre otras, en tanto en el no pastoreado es dominante Vulpia sp..

Estructura de los conjuntos de micromamíferos

En El Pangue se registraron 218 capturas de 111 individuos, con un éxito de trapeo de 7,8% (sensu Simonetti 1986b). En el área no pastoreada, se encontraron 4 especies de roedores cricétidos: Akodon longipilis, A. olivaceus, Phyllotis darwini y Oryzomys longicaudatus, y un marsupial didélfido, Marmosa elegans. Todas las especies estuvieron presentes en algún periodo de muestreo en el sitio pastoreado, excepto P. darwini. Así, la riqueza de especies y, por consiguiente, la composición específica de los sitios pastoreado y no pastoreado de Chile difieren en una especie (Tablas 12 y 13).

La abundancia total de micromamíferos no presenta diferencias significativas entre ambos sitios (Tabla 12). En el sitio pastoreado, se registraron 102 capturas de 53 individuos, con un 48% de recapturas (número de recapturas x 100 / número total de capturas), mientras que en el no pastoreado se efectuaron 116 capturas de 58 individuos, con un 50% de recapturas.

No obstante la similitud en el número total de individuos capturados en los sitios pastoreado y no

pastoreado, las abundancias relativas de las distintas especies muestran diferencias, tanto dentro de un sitio como entre los sitios (Figura 1, Tabla 13). En el sitio pastoreado, la especie más abundante es A. olivaceus, dando cuenta del 26% del total de individuos capturados, con un CV de 62,5% (Tabla 13). Sin mayores diferencias, le siguen M. elegans y A. longipilis, con un 25% y 23% del total, respectivamente, y CV superiores al 100% (Tabla 13). En posición intermedia se ubica Q. longicaudatus, con un 17%, y por último, P. darwini, con sólo un 9% del total, con CV de 120% y 83,1%, respectivamente (Tabla 13). No se detectaron diferencias significativas entre las abundancias relativas de los micromamíferos presentes en este sitio (prueba de Kruskal-Wallis, $H = 2,872$, $df = 4$, $P = 0,58$).

En el sitio no pastoreado, M. elegans es la especie más abundante, alcanzando el 40% del total, con un CV de 69,2% (Tabla 13). Le siguen en orden decreciente de abundancia, Q. longicaudatus, con un 31%, y A. longipilis, con un 24% del total, y CV cercanos a 100% (Tabla 13). La abundancia de A. olivaceus es escasa, representando sólo un 5% del total de individuos capturados, con un CV de 100% (Tabla 13). Phyllotis darwini no fue capturado en este sitio. Las abundancias de las tres primeras especies no difieren significativamente dentro de este sitio, mientras que A. olivaceus es significativamente menos

abundante que M. elegans (prueba de Kruskal-Wallis, $H = 9,717$, $df = 3$, $P = 0,02$; prueba a posteriori para comparaciones múltiples detectó diferencias significativas a un $\alpha = 0,05$ para el par A. olivaceus - M. elegans; Siegel & Castellan 1988).

Akodon olivaceus es la única especie que, estando presente en ambos sitios, presenta diferencias significativas al comparar su abundancia entre sitios (Tabla 13). La abundancia de A. longipilis no muestra diferencias entre ambos sitios. Las abundancias de M. elegans y Q. longicaudatus, aunque aproximadamente un 100% mayores en el sitio no pastoreado, no son significativamente diferentes (Tabla 13).

Las diferencias en las abundancias relativas de las especies, determinan valores diferentes del índice de diversidad en ambos sitios. En el sitio pastoreado, el conjunto de micromamíferos es significativamente más diverso que en el no pastoreado (Tabla 12). La menor diferencia entre las abundancias relativas de las distintas especies dentro del sitio pastoreado, se refleja en una mayor homogeneidad del conjunto de micromamíferos de este sitio respecto al no pastoreado (Tabla 12).

En resumen, la estructura de las taxocenosis de micromamíferos presentes en el sitio pastoreado es diferente a la encontrada en el sitio no pastoreado. Algunas especies de micromamíferos presentan mayor

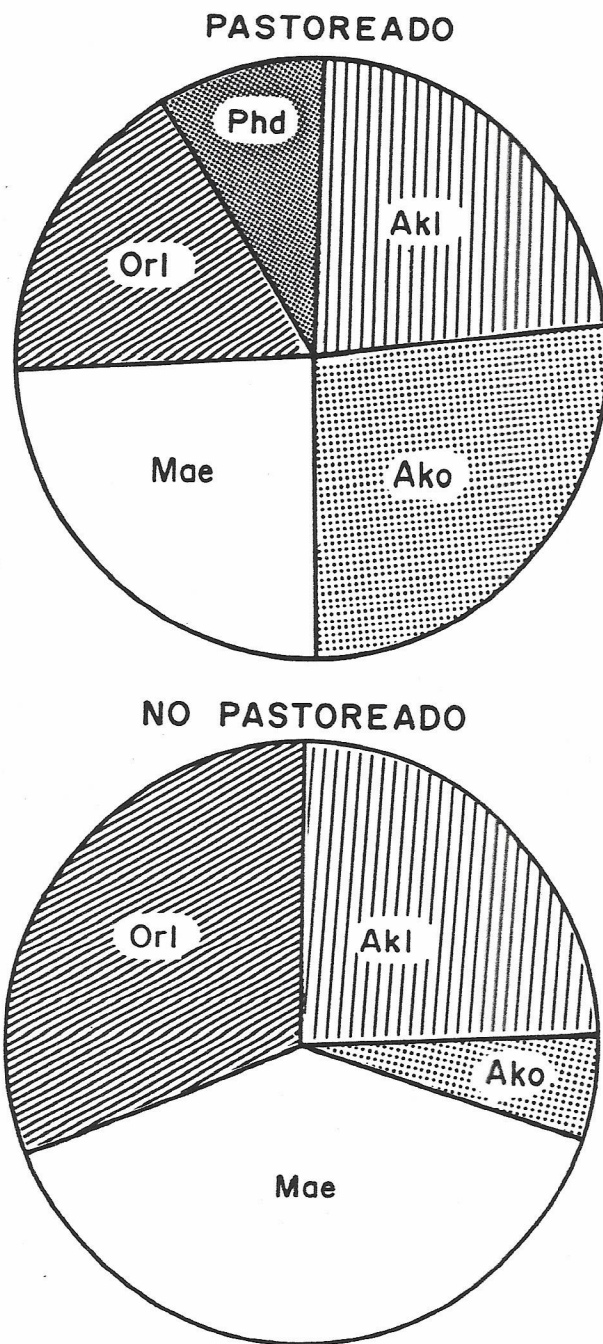
TABLA 12: Características de las taxocenosis de micromamíferos evaluadas en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué. Para abundancia total, P es igual que en Tabla 11. Para diversidad, P indica la probabilidad que las diversidades sean estadísticamente diferentes (prueba t de Hutcheson (1970), $t = 4,66$, $gl = 106$).

	PASTOREADO	NO PASTOREADO	P
RIQUEZA DE ESPECIES	5	4	-
ABUNDANCIA TOTAL (MNA)	53	58	0,87
DIVERSIDAD (H')	1,55	1,22	<< 0,01 *
HOMOGENEIDAD (J')	0,96	0,88	-

Tabla 13: Abundancia relativa y coeficientes de variación (CV) de las especies de micromamíferos capturados en sitios pastoreados y control de El Pangue. Se utiliza MNA como indicador de abundancia. El valor entre paréntesis indica el % de abundancia relativa de cada especie. P igual que en Tabla 11.

	PASTOREADO		NO PASTOREADO		P
	MNA (%)	CV(%)	MNA (%)	CV(%)	
<u>A. olivaceus</u>	14 (26)	62,5	3 (5)	100,0	0,05*
<u>M. elegans</u>	13 (25)	117,1	23 (40)	69,2	0,13
<u>A. longipilis</u>	12 (23)	104,3	14 (24)	115,5	1,00
<u>Ø. longicaudatus</u>	9 (17)	120,0	18 (31)	100,0	0,20
<u>P. darwini</u>	5 (9)	83,1	--	---	--

FIGURA 1. Abundancia relativa de especies de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué, Chile. Akl: *A. longipilis*; Ako: *A. olivaceus*; Mae: *M. elegans*; Ori: *Q. longicaudatus*; Phd: *P. darwini*.



abundancia en el sitio pastoreado, mientras otras no muestran diferencias entre ambos sitios, aunque existe una tendencia a disminuir su abundancia en el pastoreado. Estas respuestas distintas se reflejan en las otras variables analizadas. Las diferentes proporciones en que se presentan las especies respecto al MNA total, similar en ambos sitios, resultaría en la diferencia significativa de las diversidades específicas estimadas.

Estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos

De acuerdo a sus hábitos alimentarios, los micromamíferos se pueden agrupar en cuatro categorías tróficas: a) herbívoros, aquellos que consumen principalmente (más del 50% de la dieta) estructuras foliares de las plantas; b) granívoros, aquellos que comen principalmente semillas (y frutos); c) insectívoros, aquellos que comen principalmente materia animal, y d) omnívoros, aquellos que consumen proporciones similares de los distintos tipos de recursos mencionados. La estructura trófica de una taxocenosis es determinada por las diferentes abundancias relativas de cada categoría dentro del conjunto de micromamíferos.

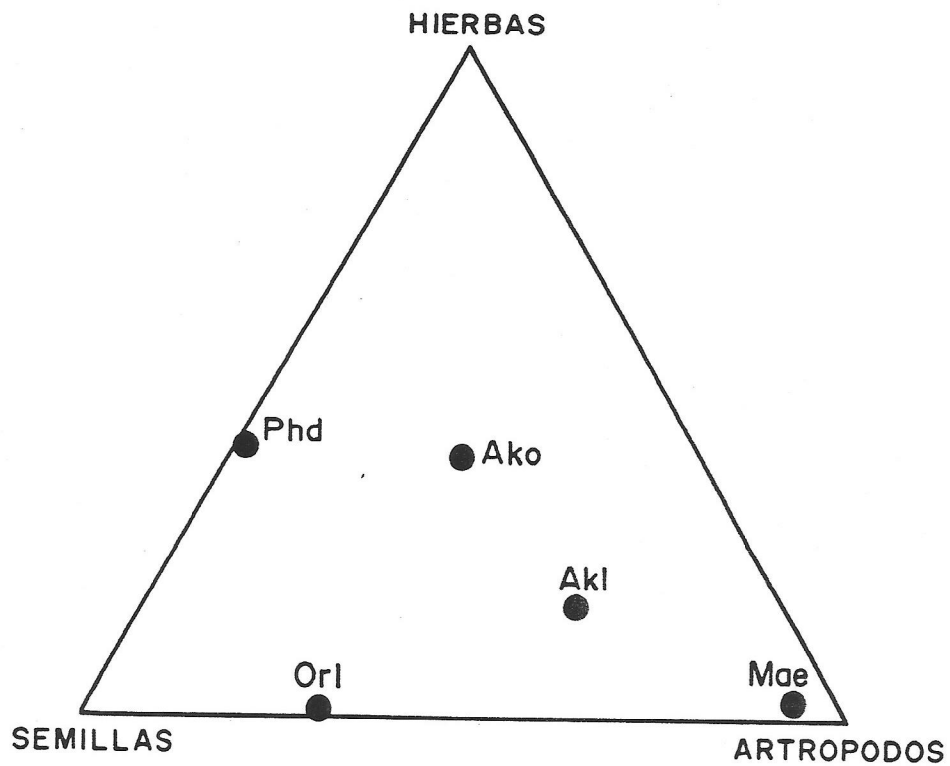
Diversos estudios sobre hábitos alimentarios de micromamíferos chilenos, señalan que *Q. longicaudatus* y *P. darwini* son granívoros, *A. longipilis* y *M. elegans* son insectívoros, y *A. olivaceus* es omnívoro (ver Mann 1978,

Castillo et al. 1978 para información cualitativa, y Fulk 1975, Meserve 1981 a,b, Meserve et al. 1988, Murúa & González 1981, para información cuantitativa), concordando con los resultados obtenidos para micromamíferos del matorral centrochileno por Glanz (1977, Figura 2).

En ninguno de los dos sitios estudiados en Chile se encontraron micromamíferos nativos herbívoros, como Octodon degus y Abrocoma benetti. El único micromamífero herbívoro es Oryctolagus cuniculus, el conejo europeo, cuya importancia como usuario y modificador de la vegetación nativa ha sido extensamente documentada (e.g. Fuentes & Simonetti 1982, Fuentes et al. 1983, Simonetti 1983, Simonetti & Fuentes 1983, 1985).

Los conjuntos de micromamíferos de los sitios pastoreado y no pastoreado del matorral presentan las mismas categorías tróficas, pero las abundancias de cada grupo son diferentes (Figura 3). En el sitio pastoreado, los insectívoros son los más abundantes, explicando el 47% del total, con un CV de 86,7%, seguidos por omnívoros y granívoros, correspondientes al 26% del total cada uno, con CV de 67,9% y 87%, respectivamente (Tabla 14). Aunque la abundancia relativa de insectívoros es aproximadamente el doble que la de granívoros y omnívoros, las diferencias entre los distintos grupos no son estadísticamente significativas (prueba de Kruskal-Wallis, $H = 0,956$, $gl = 2$, $P = 0,62$). En el sitio no pastoreado, en cambio, las

FIGURA 2. Categorías tróficas de los micromamíferos presentes en El Pangué, Chile. La proximidad de los puntos a los ápices del triángulo indica la abundancia relativa del ítem alimenticio en la dieta. Basado en Glanz (1977) y Meserve (1981a). Abreviaturas como en la Figura 1.



abundancias relativas de las distintas categorías tróficas presentan diferencias significativas (prueba de Kruskal-Wallis, $H = 9,816$, $gl = 2$, $P = 0,007$). Los insectívoros son los más abundantes, con un 64% del total y CV de 81,9%, seguidos por granívoros, con un 31% del total y CV de 108,6%, y omnívoros, con un 5% de la abundancia total y el mayor CV, 120% (Tabla 14). Este último difiere significativamente sólo de los insectívoros (prueba a posteriori para comparaciones múltiples, $\alpha = 0,05$). Al igual que en el sitio pastoreado, la abundancia de insectívoros es aproximadamente el doble que la de granívoros, pero la diferencia no es significativa (prueba a posteriori para comparaciones múltiples, $\alpha = 0,05$). Cabe destacar que en el sitio pastoreado, la categoría granívoros está conformada por Q. longicaudatus y P. darwini, mientras que en el no pastoreado, esta categoría sólo es integrada por Q. longicaudatus.

Las diferencias en las abundancias de cada categoría dentro de un sitio resulta en diversidades de grupos tróficos distintos para cada sitio. El sitio pastoreado, con sus tres clases tróficas distribuidas más homogéneamente, es significativamente más diverso que el sitio no pastoreado (Tabla 15). En este último, existe una superioridad numérica clara de los insectívoros, y un número muy bajo de omnívoros (Tabla 14), resultando en una homogeneidad menor que en el sitio pastoreado (Tabla 15).

Las diferencias recién mencionadas se reflejan en

las estructuras tróficas de los micromamíferos de los sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue. Si bien los insectívoros ocupan el primer lugar en ambos sitios, su abundancia es mayor en el no pastoreado (Tabla 14). La abundancia de granívoros también es mayor en el sitio no pastoreado, sin embargo, esta categoría es la que presenta mayor semejanza entre ambos sitios (Tabla 14). Contrario a lo que ocurre con granívoros e insectívoros, los omnívoros son más abundantes en el sitio pastoreado, siendo además el único grupo que difiere significativamente entre los sitios (Tabla 14). Por lo tanto, la estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos de ambos sitios sería insectívoros > granívoros = omnívoros en el pastoreado, e insectívoros > granívoros > omnívoros en el no pastoreado.

Recursos tróficos

En El Pangue, la biomasa herbácea es significativamente mayor en el sitio pastoreado que en el no pastoreado, con CV (respecto a variación espacial) de 94,3% y 120,8%, respectivamente (Tabla 16). Las semillas son significativamente más abundantes en el sitio pastoreado (Tabla 16), con CV temporal mayor que en el sitio no pastoreado (85% y 66,2% en los sitios pastoreado y no pastoreado, respectivamente). En ambos sitios, la abundancia de semillas de hierbas es significativamente mayor que la de arbustos (Tabla 17). Las semillas de

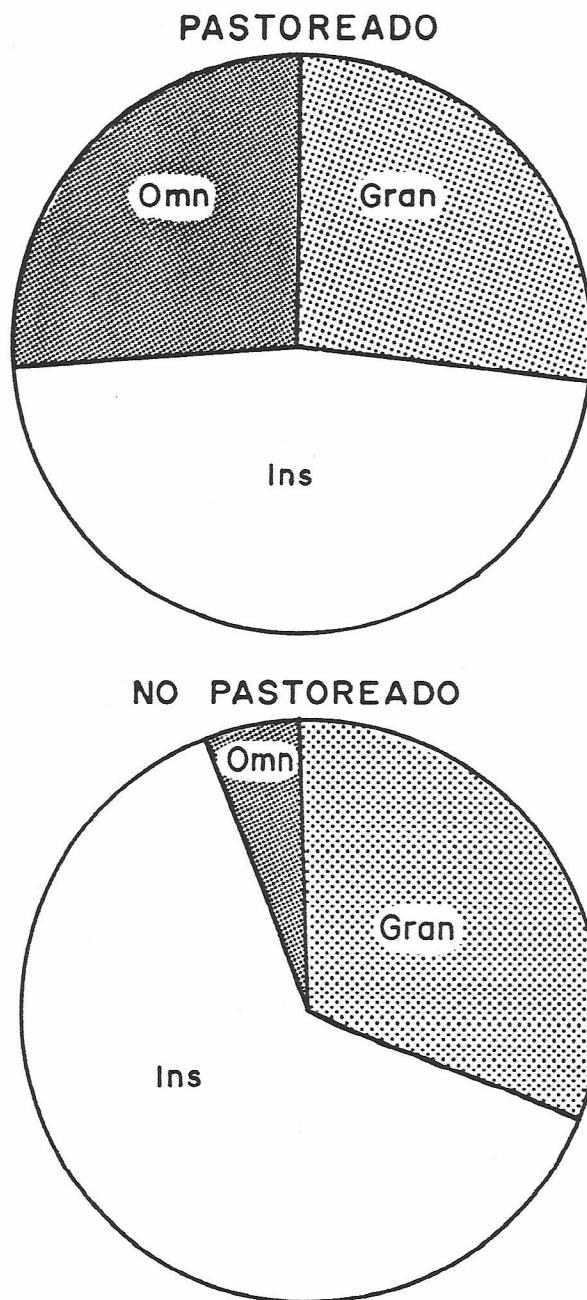
TABLA 14. Abundancia (MNA) y coeficiente de variación (CV) de las distintas categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangue. La cifra entre paréntesis indica el % de abundancia relativa de cada categoría. P como en la Tabla 11.

	PASTOREADO		NO PASTOREADO		P
	MNA (%)	CV(%)	MNA (%)	CV(%)	
INSECTIVOROS	25 (47)	86,7	37 (64)	81,9	0,38
GRANIVOROS	14 (26)	87,0	18 (31)	108,6	0,69
OMNIVOROS	14 (26)	67,9	3 (5)	120,0	0,05*

TABLA 15. Diversidad y homogeneidad de grupos tróficos de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué. P es la probabilidad que las diversidades sean estadísticamente diferentes (prueba t de Hutcheson, $t = 2,73$, $gl = 92$).

	PASTOREADO	NO PASTOREADO	P
DIVERSIDAD H'	1,05	0,80	< 0,01*
HOMOGENEIDAD J'	0,96	0,73	-

FIGURA 3. Abundancia relativa de categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué, Chile.
Gran: granívoros; Ins: insectívoros; Omn: omnívoros.



arbustos son más abundantes en el sitio pastoreado que en el no pastoreado, pero la diferencia no es estadísticamente significativa (Tabla 17). El CV de las semillas de arbustos en el sitio pastoreado es 200%, mientras que en el sitio no pastoreado es 156%. El número de semillas de hierbas en el sitio pastoreado es significativamente mayor que su abundancia en el sitio no pastoreado (Tabla 17), siendo también mayor su coeficiente de variación (90,7% y 41,4%, respectivamente). El número de artrópodos es mayor en el sitio no pastoreado, pero la diferencia no es significativa (Tabla 16). Sus CV son 82% en el sitio no pastoreado y 54% en el sitio pastoreado.

MONTE

Estructura de la vegetación

En Argentina, las diferencias entre cobertura arbustiva y herbácea son menores que en Chile, adquiriendo mayor relevancia el porcentaje de terreno desprovisto de vegetación en el sitio pastoreado (Tabla 18). La especie arbustiva dominante en ambos campos es Larrea divaricata, que corresponde a más del 50% de la cobertura total. Prosopis flexuosa y Lycium sp. son también abundantes en el sitio pastoreado, en tanto, Verbena aspera y Lycium sp. lo son en el campo no pastoreado (Tabla 18). En el campo pastoreado, la abundancia y riqueza específica de hierbas es significativamente menor. La especie más abundante es

TABLA 16. Abundancia promedio de hierbas, semillas y artrópodos en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué. Se entrega $\bar{x} \pm 2EE$. P igual que en Tabla 11.

	HIERBAS (g/m ²)	SEMILLAS (n°/100cc)	ARTROPODOS (n°/trampa)
PASTOREADO	218,6 ± 168,4	138,8 ± 34,3	12,6 ± 2,4
NO PASTOREADO	72,2 ± 70,8	64,7 ± 15,9	19,2 ± 5,6
n (por sitio)	12	120	120
P	0,05*	<< 0,01*	0,09

TABLA 17. Abundancia promedio de semillas de hierbas y arbustos en sitios pastoreado y no pastoreado de El Pangué. Se entrega $\bar{x} \pm 2EE$. P igual que en Tabla 11.

	SEMILLAS HIERBAS (N°/100 cc)	SEMILLAS ARBUSTOS (N°/100 cc)	P
PASTOREADO	120,4 \pm 32,1	16,5 \pm 11,0	<< 0,01*
NO PASTOREADO	53,8 \pm 14,6	11,3 \pm 7,7	<< 0,01*
n (por sitio)	120	120	-
P	<< 0,01*	0,08	

Stipa ichu, correspondiendo a más del 92% de la cobertura herbácea. Sin embargo, su distribución está restringida a las áreas con cobertura arbustiva, encontrándose principalmente bajo P. flexuosa. En el sitio no pastoreado, las especies herbáceas son más diversas, siendo dominantes Aristida mendocina y Trichloris crinita. A diferencia del sitio pastoreado, las herbáceas del sitio no pastoreado ocupan tanto las áreas bajo arbustos como entre arbustos.

Estructura de los conjuntos de micromamíferos

En Ñacuñán, se registraron 522 capturas de un total de 193 micromamíferos, con un éxito de trampeo de 20,4% (sensu Simonetti 1986b). Al considerar sólo los resultados de los trampeos, los sitios pastoreado y no pastoreado no presentan diferencias ni en riqueza de especies ni en composición específica. En ambos sitios fueron capturadas 5 especies de micromamíferos, 4 roedores cricétidos: Akodon molinae, Calomys musculus, Elignodontia typus y Graomys griseoflavus, y un marsupial didélfido, Marmosa pusilla. Sin embargo, si se incorporan los resultados del conteo de fecas, ambas variables son afectadas, debido a que el roedor caviomorfo G. musteloides se encontró sólo en el sitio no pastoreado. En ninguno de los dos sitios se encontraron fecas de otros caviomorfos comunes en otras áreas de Ñacuñán, como Dolichotis patagonum y Microcavia

TABLA 18. Cobertura vegetal y abundancia relativa de especies en sitios no pastoreado y pastoreado de Ñacuñán. Valores son % promedio de cobertura \pm 2 EE. P y n, como en la Tabla 11. Nomenclatura según Roig (1980).

	NO PASTOREADO	PASTOREADO	P
% COBERTURA TOTAL	72,8 \pm 2,1	55,4 \pm 6,6	0,01*
% COBERTURA HERBACEA	44,7 \pm 4,1	18,1 \pm 4,0	0,01*
% SUELO DESNUDO	17,8 \pm 1,4	37,7 \pm 2,2	0,01*
<u>Larrea divaricata</u>	38,5 \pm 2,5	33,3 \pm 4,3	0,12
<u>Verbena aspera</u>	20,7 \pm 2,9	0,5 \pm 0,6	0,01*
<u>Lycium ssp.</u>	16,8 \pm 0,8	12,9 \pm 6,1	0,08
<u>Prosopis flexuosa</u>	9,0 \pm 2,7	10,8 \pm 8,1	0,75
<u>Acantholippia seriphioides</u>	7,2 \pm 1,5	6,0 \pm 2,9	0,60
<u>Atamisquea emarginata</u>	5,3 \pm 1,9	5,2 \pm 1,4	0,60
<u>Larrea cuneifolia</u>	3,7 \pm 0,9	3,0 \pm 2,2	0,47
<u>Geoffroea decorticans</u>	1,7 \pm 0,6	1,0 \pm 0,8	0,92
<u>Condalia microphylla</u>	0,5 \pm 0,5	2,3 \pm 2,0	0,25
Gramineas *			
<u>Aristida mendocina</u>	9,6 \pm 1,6	0,7 \pm 0,2	0,01*
<u>Trichloris crinita</u>	8,1 \pm 2,6	0,7 \pm 1,1	0,02*
<u>Neobouteloua lophostachya</u>	1,0 \pm 0,3	0,03 \pm 0,1	0,01*
<u>Stipa ichu</u>	0,9 \pm 0,7	16,7 \pm 4,3	0,01*
N° especies arbustos	10	10	
N° especies herbáceas	12	5	
N° especies gramíneas	9	4	

* A diferencia de El Pangué, en Ñacuñán la mayoría de las gramíneas son perennes, por lo que se pudo evaluar fácilmente su cobertura relativa.

australis (Contreras 1979). Además, en ambos sitios se detectaron galerías del roedor octodóntido Ctenomys eremicus, pero su abundancia no fue evaluada en este estudio.

La abundancia total de micromamíferos en el sitio pastoreado corresponde aproximadamente al 50% del total de individuos capturados en el sitio no pastoreado (Tabla 19). Pese a ello, ambas abundancias no difieren significativamente (Tabla 19). En el sitio pastoreado, se obtuvieron 191 capturas de 66 individuos, con un 65% de recapturas, y en el no pastoreado, 331 capturas de 128 individuos, con un 61% de recapturas. Además, la presencia exclusiva de G. musteloides en el sitio no pastoreado, implica mayor diferencia entre las abundancias totales de los micromamíferos de ambos sitios.

En los sitios pastoreado y no pastoreado, las abundancias relativas de las distintas especies presentan diferencias entre sí (Tabla 20; prueba de Kruskal-Wallis, $H = 13,84$, $gl = 4$, $P = 0,009$ para el sitio pastoreado y $H = 11,328$, $gl = 4$, $P = 0,02$ para el sitio no pastoreado). A pesar de estas diferencias, su ordenamiento en base a abundancias es similar en ambos sitios (Figura 4). Graomys griseoflavus es la especie más abundante, correspondiendo al 41% y 48% de los totales capturados en pastoreado y no pastoreado, con bajos CV en ambos sitios (Tabla 20). La segunda especie más abundante

en el sitio pastoreado es A. molinae, con un 27% del total de individuos capturados, y también con bajo CV (Tabla 20). A continuación se ubican E. typus y C. musculus, con 18% y 8%, respectivamente, y por último, M. pusilla, con un 6% del total, todas con CV superiores al 100% (Tabla 20). En el sitio no pastoreado, M. pusilla también es la especie menos abundante, correspondiendo sólo al 5% del total capturado, en tanto, A. molinae, C. musculus, y E. typus no presentan diferencias entre ellos, dando cuenta del 14%, 16%, y 17% del total de individuos, respectivamente (Tabla 20). El mayor CV es presentado por E. typus, seguido por M. pusilla, A. molinae y C. musculus, en ese orden (Tabla 20). La abundancia de G. griseoflavus sólo es significativamente mayor que la abundancia de M. elegans, tanto en el sitio pastoreado como en el no pastoreado (prueba a posteriori para comparaciones múltiples, $\alpha = 0,05$).

Ninguna especie es significativamente más abundante en el sitio pastoreado que en el no pastoreado. De las seis especies estudiadas, cinco son más abundantes en el no pastoreado, y una, A. molinae, fue capturada en igual número en ambos sitios (Tabla 20). Las diferencias encontradas no son estadísticamente significativas (Tabla 20), excepto para G. musteloides, ausente en el sitio pastoreado (prueba U de Mann-Whitney, dos colas, $z = 3,619$; $P < 0,001$). Sin embargo, G. griseoflavus, en primer

micromamíferos dentro de cada sitio. Es así como las homogeneidades calculadas para ambos sitios también son semejantes (Tabla 19).

En resumen, las abundancias de todas las especies tienden a disminuir en el sitio pastoreado, resultando en un MNA total menor, lo que se ve aumentado por la ausencia de G. musteloides en este sitio. Aunque el número total de individuos es mayor en el sitio no pastoreado, la distribución similar de las distintas abundancias relativas, unido a igual número de especies en ambos sitios, resulta en índices de diversidad y homogeneidad similares.

Estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos

Los resultados de un estudio de varios años sobre hábitos alimentarios de los micromamíferos de Ñacuñán (R. Ojeda, datos no publicados), señalan que G. griseoflavus, C. musculus y E. typus son herbívoros,

TABLA 19. Características de las taxocenosis de micromamíferos evaluadas en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. P iguales que en Tabla 12 (para diversidad, $t = 0,32$, $gl = 149$).

	PASTOREADO	NO PASTOREADO	P
RIQUEZA DE ESPECIES	5	5(6)*	-
ABUNDANCIA TOTAL (MNA)	66	128	0,34
DIVERSIDAD (H')	1,40	1,36	> 0,50
HOMOGENEIDAD (J')	0,87	0,85	-

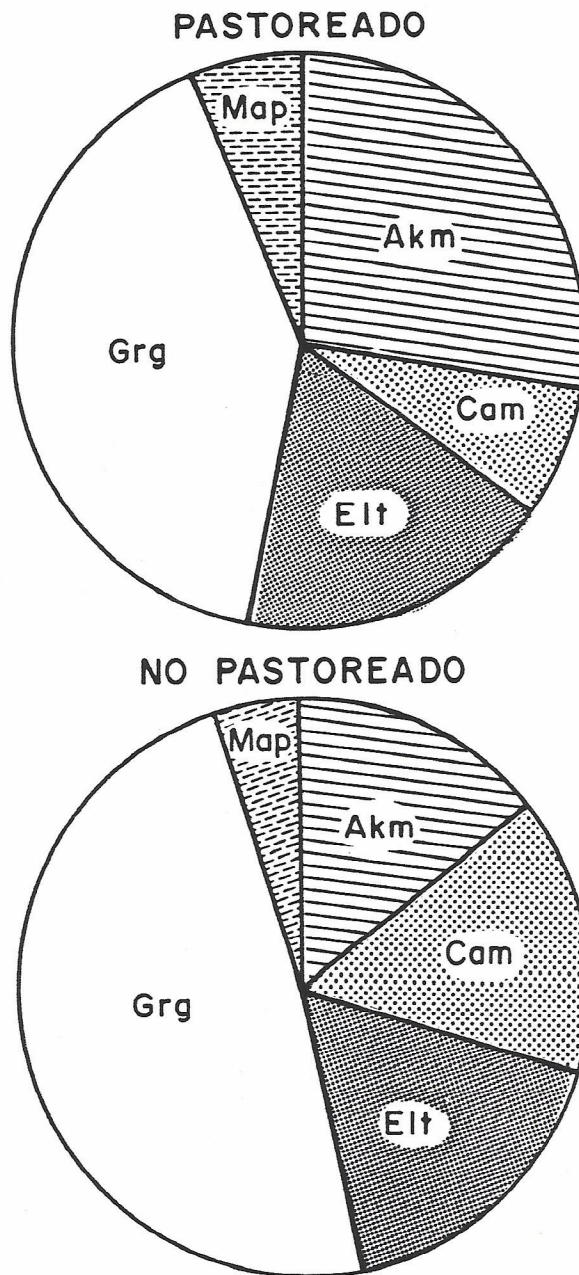
* La riqueza de especies del sitio control aumenta a 6 al considerar la presencia de G. musteloides, evaluada por presencia de fecas. Las restantes variables de la Tabla fueron evaluadas considerando sólo los resultados de los trampeos.

Tabla 20: Abundancia relativa y coeficiente de variación (CV) de las especies de micromamíferos capturados en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. Se utiliza MNA como indicador de abundancia. Las cifras entre paréntesis indican los porcentajes de abundancia relativa de cada especie. P igual que en Tabla 11.

	PASTOREADO		NO PASTOREADO		P
	MNA (%)	CV(%)	MNA (%)	CV(%)	
<u>G. griseoflavus</u>	27 (41)	49,6	62 (48)	53,0	0,08
<u>A. molinae</u>	18 (27)	52,0	18 (14)	91,3	0,87
<u>E. typus</u>	12 (18)	153,0	22 (17)	176,3	0,75
<u>C. musculus</u>	5 (8)	114,5	20 (16)	81,8	0,15
<u>M. pusilla</u>	4 (6)	111,9	6 (5)	114,5	0,79

FIGURA 4. Abundancia relativa de especies de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina.

Akm: *A. molinae*; Cam: *C. musculus*; Elt: *E. typus*; Grg: *G. griseoflavus*; Map: *M. pusilla*.



mientras que A. molinae y M. pusilla son insectívoros (Figura 5). Al igual que en Chile, los micromamíferos presentes en ambos sitios se agrupan en las mismas categorías tróficas, pero con diferentes abundancias relativas dentro y entre sitios (Tabla 21, Figura 6). Los herbívoros comprenden el 67% de la abundancia total en el sitio pastoreado, con un CV de 59%, mientras los insectívoros acumulan el 33% del total, con CV de 40,4%. Aunque la abundancia de herbívoros es aproximadamente el doble que la de insectívoros, la diferencia no es significativa (prueba U de Mann-Whitney, dos colas, $z = 1,681$, $P = 0,09$). En el sitio no pastoreado, la diferencia entre ambas categorías tróficas aumenta. Los herbívoros representan el 84% del total, con CV de 80,6%, mientras los insectívoros son significativamente menores, alcanzando sólo el 16% del total, con CV de 87,5% (prueba U de Mann-Whitney, dos colas, $z = 2,082$, $P = 0,037$). Este resultado se acentuaría si se considerara la presencia exclusiva de G. musteloides, herbívoro, en el sitio no pastoreado.

Por lo tanto, ambos sitios de Ñacuñán presentan estructuras tróficas similares, con los herbívoros en primer lugar e insectívoros en segundo. Las abundancias, tanto de herbívoros como de insectívoros, son mayores en el sitio no pastoreado que en el pastoreado, sin embargo, las diferencias entre los sitios no son significativas

(Tabla 21). El número de herbívoros del sitio no pastoreado es 136% mayor que el número de herbívoros del sitio pastoreado, mientras los insectívoros del sitio no pastoreado son sólo un 9% mayores que los del sitio pastoreado. Además, la estructura trófica de los micromamíferos del sitio pastoreado es significativamente más diversa y más homogénea que en el sitio no pastoreado (Tabla 22).

Recursos tróficos

En Ñacuñán, las hierbas son el único recurso trófico cuya abundancia difiere significativamente entre sitios, siendo mayor la biomasa herbácea en el no pastoreado (Tabla 23). En este sitio, su CV es 44,2%, aproximadamente la mitad que el CV estimado para el sitio pastoreado, 75,8%.

La abundancia de semillas es similar en ambos sitios, no detectándose diferencias significativas al comparar tanto el número total de semillas (Tabla 23), como las abundancias de semillas de hierbas o de arbustos en cada sitio (Tabla 24). El mayor aporte al número total de semillas está dado por las semillas de herbáceas, que en ambos sitios son significativamente más abundantes que las de arbustos (Tabla 24). El CV de la abundancia total de semillas en el sitio pastoreado es 23% y en el sitio no pastoreado es 19,3%. Al considerar separadamente los CV

FIGURA 5. Categorías tróficas de los micromamíferos presentes en Nacuñán, Argentina. Determinado en base a análisis de contenido estomacal (R.Ojeda, datos no publicados). Abreviaturas como en Figura 4.

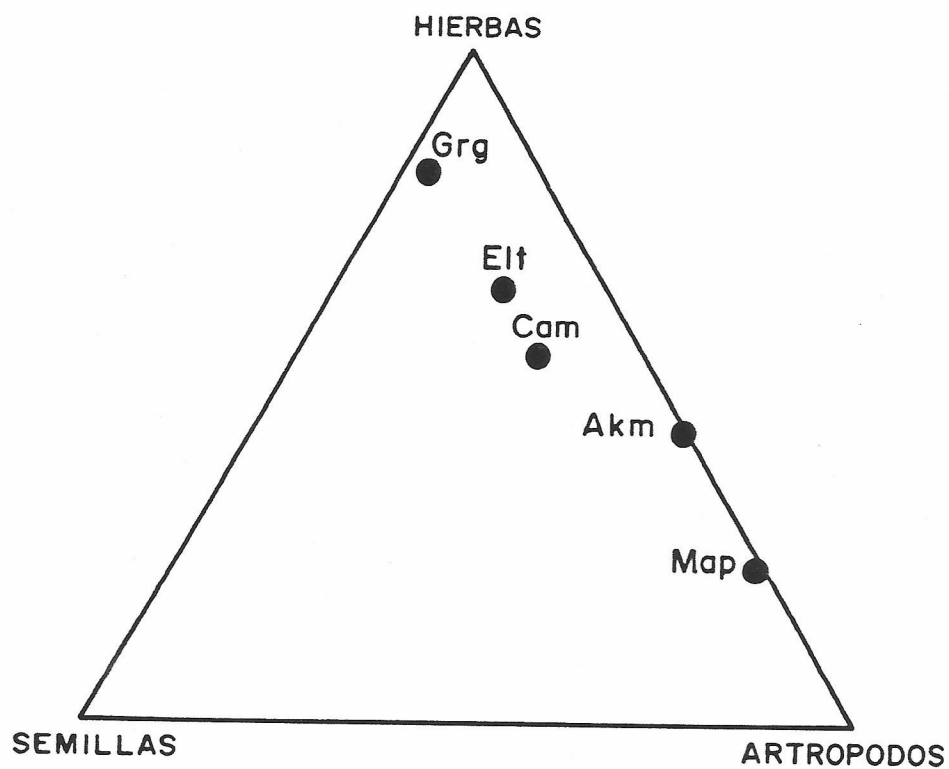


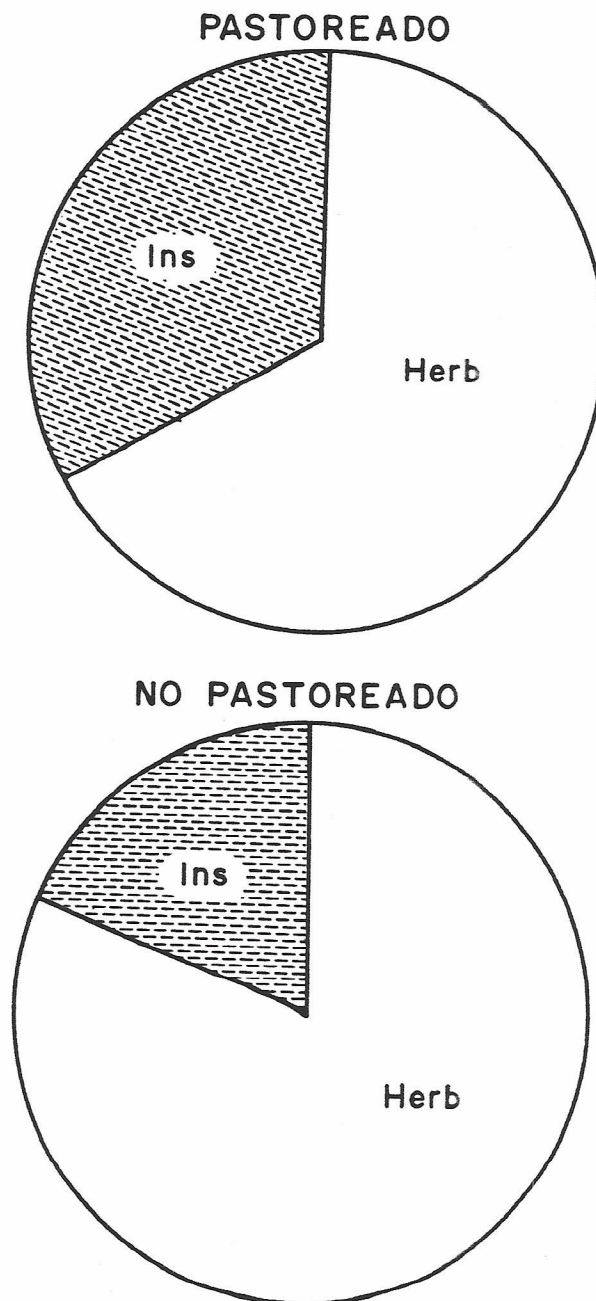
TABLA 21. Abundancia (MNA) y coeficiente de variación (CV) de las distintas categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. La cifra entre paréntesis indica el % de abundancia relativa de cada categoría. P igual que en Tabla 11.

	PASTOREADO		NO PASTOREADO		P
	MNA (%)	CV(%)	MNA (%)	CV(%)	
HERBIVOROS	44 (67)	59,0	104 (84)	80,6	0,34
INSECTIVOROS	22 (33)	40,4	24 (16)	87,5	0,94

TABLA 22. Diversidad y homogeneidad de grupos tróficos de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. P igual que en Tabla 15 (t = 2,47, gl = 135).

	PASTOREADO	NO PASTOREADO	P
DIVERSIDAD H'	0,64	0,48	< 0,02*
HOMOGENEIDAD J'	0,92	0,69	-

FIGURA 6. Abundancia relativa de categorías tróficas de micromamíferos presentes en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán, Argentina.
Herb: herbívoros; Ins: insectívoros.



de las semillas de hierbas y arbustos, se encuentran algunas diferencias. Las semillas de hierbas presentan mayor CV en el sitio pastoreado que en el no pastoreado (33,5% y 20,2%, respectivamente). Lo opuesto ocurre con las semillas de arbustos, cuyos CV son 25,5% en el sitio pastoreado, y 46,5% en el sitio no pastoreado.

La abundancia de artrópodos no difiere significativamente entre los sitios pastoreado y no pastoreado (Tabla 25). El CV es mayor en el sitio pastoreado que en el no pastoreado, siendo 105,8% y 79,3%, respectivamente. Sin embargo, los Formicidae, que explican aproximadamente el 85% del total de artrópodos en ambos sitios, no forman parte de la dieta de los micromamíferos del área (R. Ojeda, comunicación personal). Por tal motivo, también se evaluó la abundancia de artrópodos excluyendo a los formicidos. El resultado obtenido fue el mismo. Los artrópodos, aunque más abundantes en el sitio no pastoreado, no difieren significativamente entre ambos sitios (Tabla 25). Sin embargo, los CV cambian: los artrópodos del sitio pastoreado presentan CV menor, 50,3%, respecto a los del sitio no pastoreado, con un CV de 66,4%.

TABLA 23. Abundancia promedio de hierbas y semillas en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. Se entrega $\bar{x} \pm 2EE$. P igual que en Tabla 11.

	HIERBAS (g/m ²)	SEMILLAS (n°/100cc)
PASTOREADO	56,8 ± 35,2	69,1 ± 14,8
NO PASTOREADO	213,8 ± 77,2	73,6 ± 17,6
n (por sitio)	12	100
P	<< 0,01*	0,58

TABLA 24. Abundancia promedio de semillas de hierbas y arbustos en sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán. Se entrega $\bar{x} \pm 2EE$. P igual que en Tabla 11.

	SEMILLAS HIERBAS (N°/100 cc)	SEMILLAS ARBUSTOS (N°/100 cc)	P
PASTOREADO	55,3 \pm 12,8	13,8 \pm 4,8	<< 0,01*
NO PASTOREADO	56,9 \pm 14,7	16,7 \pm 7,5	<< 0,01*
n (por sitio)	100	100	
P	0,46	0,72	

TABLA 25. Abundancia promedio de artrópodos totales y artrópodos excluyendo Formicidae en sitios pastoreado y no pastoreado de Nacuñán. Se entrega $\bar{x} \pm 2EE$. P igual que en Tabla 11.

	TOTAL ARTROPODOS (N°/trampa)	ARTROPODOS SIN FORMICIDAE (N°/trampa)
PASTOREADO	31,7 \pm 8,9	4,1 \pm 0,7
NO PASTOREADO	35,2 \pm 8,0	5,3 \pm 1,1
n (por sitio)	96	96
P	0,17	0,12

DISCUSION

El efecto de las perturbaciones sobre la estructura comunitaria es un fenómeno reconocido desde hace largo tiempo que sólo recientemente se ha intentado incorporar explícitamente a la teoría ecológica (Pickett & White 1985b). Las perturbaciones son comunes a muchos sistemas, a distintas escalas espaciales y temporales, y ocurren en todos los niveles ecológicos de organización (Pickett & White 1985a). A pesar de ello, es difícil elaborar una teoría general respecto a las perturbaciones, dado las características particulares que posee cada régimen de perturbación y el sistema donde ella ocurre (Pickett & White 1985a). Sin embargo, parece haber dos características comunes a todas las perturbaciones: alteración en la disponibilidad de los recursos y cambios en la estructura del sistema (Pickett & White 1985b).

Para el entendimiento cabal del rol de las perturbaciones, naturales o antrópicas, en la estructuración y dinámica de las comunidades son necesarios los estudios comparativos de los efectos de un mismo régimen de perturbación sobre comunidades biológicas diferentes (Karr & Freemark 1985). En este contexto, el propósito de esta tesis ha sido evaluar el efecto del

pastoreo por ganado doméstico sobre la estructura comunitaria de 20 conjuntos de micromamíferos de diversos ambientes semiáridos norte y sudamericanos, en términos de riqueza de especies, abundancia total, diversidad, homogeneidad y estructura trófica. Así también, se analizaron en detalle dos casos, el matorral de Chile central y el desierto de Monte en Argentina, y las implicaciones que este análisis conlleva para la comparación general.

La respuesta de los micromamíferos al pastoreo por ganado doméstico parece ser impredecible, lo que se expresa estadísticamente como si los cambios observados en los diversos atributos se obtuvieran solamente por azar. No hay diferencias significativas entre el número de veces en que aumentan o disminuyen la diversidad, homogeneidad y abundancias de granívoros, insectívoros y omnívoros en los conjuntos de micromamíferos de sitios pastoreados respecto de no pastoreados. Esto podría deberse al hecho que frente a un mismo tipo de perturbación las especies responderían diferencialmente. Los factores causales de esta respuesta idiosincrática pueden ser diversos. Por ejemplo, la variación de los recursos preferidos de una especie de micromamífero ante una perturbación (Larrison & Johnson 1973, Hanley & Page 1982). En pastizales y chaparral semiáridos norteamericanos, las estructuras tróficas de los conjuntos de micromamíferos son modificadas por el

pastoreo. La abundancia relativa de granívoros y omnívoros aumenta en conjunto con una disminución de la abundancia de roedores herbívoros en los sitios pastoreados (e.g., Reynolds & Trost 1980, Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982). Una explicación para este fenómeno sería la disminución de la biomasa herbácea total en los sitios pastoreados, aunque la biomasa relativa de hierbas anuales aumentaría, implicando mayor producción de semillas en estos lugares (Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982). El efecto perjudicial del pastoreo sobre los herbívoros podría causar la disminución de la abundancia total de micromamíferos en los sitios pastoreados y también podría ser la causa del menor número de especies de estos ambientes.

Por otro lado, a nivel intraespecífico también existen respuestas diferenciales. Así, una misma especie en hábitats con historias similares y estructuras actuales semejantes puede responder en forma diferente frente a un mismo régimen de perturbación, y también diferir en la magnitud de su respuesta. Por ejemplo, la abundancia de Peromyscus maniculatus en praderas norteamericanas pastoreadas puede aumentar, disminuir o no cambiar (Grant et al. 1982, Hanley & Page 1982). Igualmente, la abundancia relativa de especies de Akodon en Chile central no cambia de la misma forma en relación al pastoreo. Mientras A. longipilis domina la fauna de Akodon en

matorral no pastoreado (Simonetti 1983, esta tesis; ver también Glanz 1977, Jaksic *et al.* 1981, Simonetti 1986a, Iriarte *et al.* 1989), su abundancia puede o no disminuir significativamente en sitios pastoreados (Simonetti 1983 y esta tesis, respectivamente).

Sin embargo, el resultado estadístico obtenido podría estar ocultando fenómenos ecológicos importantes. Es probable que no haya suficientes antecedentes teóricos y empíricos para predecir la dirección de cambio en un conjunto de especies cuando una modificación en la base de recursos tróficos está asociada con cambios en otras variables del hábitat (por ejemplo, modificaciones en las características estructurales de la vegetación). La abundancia de algunas especies de micromamíferos estaría relacionada con la disponibilidad de alimento, mientras otras responderían a características del hábitat, como cantidad de hojarazca (e.g., Parmenter & MacMahon 1983). Es así como la aleatoriedad de la respuesta de los micromamíferos frente al pastoreo podría expresar nuestra incapacidad para predecir cambios en la organización de la comunidad cuando varios factores del hábitat cambian simultáneamente para un grupo de consumidores que difieren en sus preferencias por los recursos (Simonetti 1982).

Análisis de casos: matorral de Chile central y desierto de Monte, Argentina.

El análisis detallado de los diversos atributos comunitarios de los conjuntos de micromamíferos y de la oferta de alimento en El Pangue y Ñacuñán demuestra que las variaciones en la estructura trófica de éstos es causada, al menos, por variaciones en la oferta de recursos a consecuencia directa o indirecta del pastoreo por ganado.

La estructura vegetacional de los sitios pastoreados en El Pangue y Ñacuñán es diferente a aquella de sitios no sometidos a pastoreo, concordando con lo descrito para diversos hábitats norteamericanos (e.g. Sims & Singh 1978, Grant *et al.* 1982, Hanley & Page 1982) y sudamericanos (Fuentes & Simonetti 1982, Simonetti 1983, Sala *et al.* 1986, Facelli *et al.* 1989). Sin embargo, la naturaleza y magnitud de los cambios entre sitios pastoreados y no pastoreados en el matorral y el monte difieren.

Impacto del pastoreo en el matorral

El sitio pastoreado de El Pangue presenta menor cobertura arbustiva y mayor cobertura herbácea que el sitio no pastoreado. Un resultado similar fue encontrado por Simonetti (1983), quién evaluó el impacto de las cabras (Capra hircus) sobre la estructura del matorral, aunque los mecanismos explicatorios de tal patrón podría ser

diferente. El ganado caprino, por su hábito ramoneador sobre los arbustos y plántulas, tendría un impacto directo sobre la vegetación arbustiva del matorral (Fuentes & Simonetti 1982). En cambio, el ganado vacuno es principalmente pastoreador y su consumo de plántulas y arbustos del matorral es bajo (Fuentes & Simonetti 1982), similar a lo que habría sido la acción del guanaco (Lama guanicoe), herbívoro nativo habitante de Chile central previo al arribo de los españoles e introducción de ganado europeo (Philippi 1885, Barros 1963). Sin embargo, se estima que el efecto del guanaco sobre la renovación del matorral habría sido mínimo (Fuentes & Simonetti 1982, Simonetti & Fuentes 1985). Además, se postula que el principal efecto del ganado vacuno sobre las plántulas sería por la acción mecánica del pisoteo (e.g. McLean & Clark 1980), lo que no ocurriría con el guanaco.

Por otro lado, habría una acción sinérgica entre el ganado y el conejo (O. cuniculus). La creación de espacios abiertos en el matorral para el establecimiento de ganado, permitiría la entrada del conejo, que ocupa especialmente sitios con baja cobertura arbustiva (Jaksic & Soriguer 1981, Simonetti & Fuentes 1982), potenciando su acción modificadora del matorral de Chile central (Simonetti 1983). De hecho, la presencia de conejo es significativamente mayor en el sitio pastoreado de El Pangué ($22,0 \pm 3,9$ fecas/m² en el sitio pastoreado, n = 40

pastoreado, n = 34 cuadrículas). Así, el ganado vacuno tendría un efecto perjudicial sobre la renovación del matorral, que se vería aumentado por la acción del conejo. Este micromamífero herbívoro introducido modifica la distribución de los arbustos alterando la sobrevivencia de las plántulas, principalmente las ubicadas entre arbustos, que previo a su arribo habrían sido susceptibles sólo al "stress" climático (Fuentes et al. 1983).

La vegetación arbustiva del sitio pastoreado es dominada por S. macrocarpa y B. linearis. Esta última sería una especie pionera dentro de la sucesión del matorral, invadiendo extensivamente sitios no sobrepastoreados y post-cultivo (Armesto & Pickett 1985, Fuentes et al. 1986). Además, esta especie no es consumida y sería altamente resistente a la sequía (Armesto & Pickett 1985). Por otro lado, existen evidencias de que B. linearis tiene reproducción clonal, lo que contribuiría a su persistencia en el matorral perturbado (Bustamante 1989).

En cuanto a S. macrocarpa, no existen antecedentes sobre su asociación con algún estado sucesional del matorral. Sin embargo, es probable que uno de sus mecanismos de dispersión sea similar al descrito para A. caven, es decir, que sus vainas sean consumidas por el ganado y las semillas eliminadas en las heces (Gutiérrez &

Armesto 1981). Su distribución heterogénea resultaría de su establecimiento en lugares donde sus semillas fueran depositadas por el ganado. Esto concordaría con lo observado en el sitio no pastoreado, donde S. macrocarpa fue detectada sólo en lugares utilizados ocasionalmente como vías de paso por el ganado.

El sitio no pastoreado correspondería a un estado sucesional posterior, considerando la presencia importante de elementos intermedios como L. caustica (que persistiría largo tiempo en la secuencia sucesional), y tardíos, como P. boldus (Armesto & Pickett 1985).

La mayor abundancia de hierbas del sitio pastoreado de El Pangué se debe a la abundancia de especies introducidas, como E. cicutarium y B. mollis, entre otras. Las especies herbáceas introducidas dominarían los espacios abiertos del matorral (Keeley & Johnson 1977, Montenegro et al. 1981). Se ha señalado que las especies nativas crecen principalmente bajo cobertura arbustiva (Jaksic & Fuentes 1980, Montenegro et al. 1981), pero Simonetti (1986a) encontró que la abundancia de especies herbáceas nativas puede ser mayor en los sitios abiertos que bajo arbustos, aunque siempre en menor número que las especies introducidas. De este modo, las especies herbáceas, principalmente las introducidas, aumentarían su abundancia en sitios pastoreados. En el sitio no pastoreado, los espacios abiertos son escasos y la

cobertura herbácea disminuye en forma significativa. La especie herbácea dominante es nativa, Vulpia sp..

Impacto del pastoreo en el Monte

En el Monte, tanto la cobertura arbustiva como herbácea son significativamente más abundantes en el sitio no pastoreado. Las especies arbustivas dominantes en ambos sitios son las mismas, excepto V. aspera, que prácticamente no se encuentra en el sitio pastoreado. La riqueza y composición específica de arbustos son las mismas, en cambio, el número de especies herbáceas del sitio pastoreado corresponde aproximadamente al 42% de las presentes en el sitio no pastoreado.

No existen otros estudios sobre el efecto del pastoreo en la estructura de los algarrobales. Sin embargo, investigaciones realizadas en praderas (Provincia de Buenos Aires, Argentina) muestran que el pastoreo reduce la cobertura de monocotiledóneas nativas, aumentando las dicotiledóneas introducidas (Facelli et al. 1989). La diferencia entre los sitios pastoreado y no pastoreado de Ñacuñán podría explicarse entonces porque las herbáceas dominantes, tanto en la Reserva como en la Estancia Catena, son gramíneas nativas. A su vez, la escasa representación de gramíneas en el sitio pastoreado podría deberse básicamente a su consumo por el ganado. La mayoría de las especies del sitio no pastoreado son buenas

forrajeras (Roig 1980). En cambio, el 92% de la cobertura herbácea del sitio pastoreado corresponde a la gramínea nativa Stipa ichu, que es una especie de baja calidad forrajera (Roig 1980). Así, la dominancia de esta especie en el sitio pastoreado podría deberse a que no es consumida por el ganado.

En Ñacuñán, a diferencia de El Pangué, el único herbívoro introducido que podría afectar la vegetación es el ganado vacuno. Aunque la liebre (Lepus europaeus) está presente (Contreras 1979), su densidad sería baja. Además, Dolichotis patagonum, el herbívoro nativo de mayor tamaño de la zona (aproximadamente 7 k), no fue encontrado en los sitios de estudio. Sin embargo, esta especie sería poco abundante en Ñacuñán, y consumiría apenas el 2 o 3% del forraje utilizado anualmente por una vaca (Kufner 1983). Por otro lado, los suelos de Ñacuñán son de tipo arenoso y franco-arenoso (Tanquilevich 1971), por lo que el pisoteo del ganado podría ocasionar una alta compactación. Así, el ganado vacuno sería el principal modificador de la vegetación. Por un lado, disminuiría el nivel de cobertura arbustiva por su acción de pisoteo, que compactaría el suelo disminuyendo la infiltración de agua, aumentando el riesgo de sequía (Facelli et al. 1989 y referencias allí citadas). Por el otro, disminuiría la cobertura herbácea al utilizarla como forraje. La disminución de estos dos estratos vegetacionales incrementaría el porcentaje de

suelo desnudo del sitio pastoreado. En todo caso, sería interesante evaluar la acción de otros elementos de la fauna, como la hormiga cortadora (Acromyrmex lobicornis), que también consume la vegetación de la zona.

Consecuencias del pastoreo para los micromamíferos del matorral

Las diferencias detectadas en la estructura vegetacional de los sitios pastoreado y no pastoreado afectarían a los organismos que utilizan la vegetación como refugio y fuente de alimento.

Los micromamíferos de Chile central son más abundantes en parches de cobertura intermedia que en sitios muy abiertos o densos (Jaksic et al. 1981, Simonetti 1983, 1986a). La abundancia de estos organismos sería menor en sitios perturbados de cobertura intermedia que en parches no perturbados más densos, por lo que se ha sugerido que el matorral perturbado sería percibido por los micromamíferos como un parche de "baja calidad" (Simonetti 1986a).

Los resultados de El Pangue no concuerdan con las observaciones anteriores, ya que en los sitios pastoreado y no pastoreado la abundancia total de micromamíferos es similar. Sin embargo, las abundancias relativas de las distintas especies varían. Mientras la abundancia de algunas especies aumenta en el sitio pastoreado, otras

fueron capturadas en mayor número en el sitio pastoreado. La razón para este hecho sería que las distintas especies exhibirían un comportamiento diferencial frente a la situación de perturbación, que se reflejaría en estructuras diferentes de los conjuntos de micromamíferos en los sitios pastoreado y no pastoreado.

Akodon olivaceus fue la especie más abundante en el sitio pastoreado y menos abundante en el no pastoreado. Estos resultados concuerdan con lo señalado por Jaksic et al. (1981), Glanz (1977, 1984) y Simonetti (1986a), respecto a que A. olivaceus ocuparía preferentemente sitios abiertos. La razón A. longipilis / A. olivaceus aumenta a medida que el grado de cobertura arbustiva incrementa (Glanz 1984, Simonetti 1986a, Iriarte et al. 1989). Nuestros datos corroboran esta tendencia, ya que la razón A. longipilis / A. olivaceus en el sitio pastoreado de El Pangue es 0,9, mientras en el sitio no pastoreado aumenta a 4,7.

Utilizando la mayor abundancia de una especie de micromamífero en determinado hábitat, unido a un CV bajo, como indicadores de preferencia por ese hábitat, Iriarte et al. (1989) concluyeron que A. olivaceus prefiere vegetación densa. Sin embargo, nuestros resultados sugieren que A. olivaceus es significativamente más abundante en el sitio pastoreado, presentando un bajo CV respecto al no pastoreado. Por lo tanto, se puede concluir

que *A. olivaceus* percibiría el sitio perturbado como uno de "mejor calidad", concordando con Simonetti (1986a). Lo mismo podría ser efectivo para *E. darwini*, a pesar del bajo número de capturas. En resumen, ambas especies se asociarían preferentemente con vegetación abierta de baja cobertura (cf. Glanz 1977).

Se ha señalado que *A. longipilis* se encontraría sólo en parches densos (e.g. Glanz 1977, 1984, Jaksic *et al.* 1981, Simonetti 1986a). Sin embargo, en El Pangue tanto las abundancias relativas como los CV de esta especie son muy similares en los sitios pastoreado y no pastoreado. A pesar de ello, esta especie estaría asociada a parches de cobertura alta, ya que el 83% de sus capturas en el sitio pastoreado fueron en una zona de vegetación bastante densa, ubicada en un borde de la grilla de trampeo, coincidente con una pequeña quebrada.

Consecuencias del pastoreo para los micromamíferos del Monte

A diferencia de Chile, el conjunto de micromamíferos de Ñacuñán parece percibir el sitio perturbado como un hábitat de "menor calidad". Su abundancia total es notoriamente menor en el sitio pastoreado, como resultado de la disminución de las abundancias relativas de la mayoría de las especies.

Eligmodontia typus es una especie restringida

principalmente a áreas arenosas con baja cobertura vegetal (Mares 1976). En Ñacuñán, E. typus se ha relacionado con el hábitat de medanal, que posee las características recién mencionadas (Rosi & Kravetz 1983). Por otra parte, se ha detectado un aumento en su abundancia, y posterior dominancia en jarillal recientemente perturbado por fuego, relacionándose esto con la disminución de la cobertura vegetal y aumento de especies anuales (Ojeda 1989). Esta evidencia indicaría que la abundancia de E. typus podría ser mayor en el sitio pastoreado, sin embargo, es un 83% más abundante en el sitio no pastoreado. Por lo tanto, nuestros resultados indican que E. typus preferiría sitios de cobertura vegetal alta, principalmente herbácea, características presentadas por el sitio no pastoreado.

Graomys griseoflavus se encontraría preferentemente en áreas de mayor complejidad vegetal (Mares 1976, 1977, Ojeda 1989), como el algarrobal. Esto explicaría que sea la especie más abundante en ambos sitios, ya que a pesar de su menor heterogeneidad estructural, el sitio pastoreado es vegetacionalmente más complejo que un hábitat de jarillal o medanal (para una descripción de estos hábitats, ver Roig 1971). Sin embargo, esta especie ha sido señalada como generalista en la elección de su hábitat, al menos respecto a otros cricétidos del Monte (Mares 1976). Si esto es correcto, entonces su dominancia

en ambos sitios podría deberse a una mayor plasticidad frente a modificaciones del hábitat. A favor de esta proposición se encuentra el hecho de que G. griseoflavus persiste más tiempo que otros roedores en jarillal quemado, excepto E. typus (Ojeda 1989). Si bien su número se reduce considerablemente en el sitio pastoreado, su abundancia relativa representa más del 40% de las abundancias totales en los dos sitios, con CV menores que las otras especies. Por lo tanto, esta especie preferiría parches de cobertura intermedia o alta. La diferencia en su abundancia entre los sitios pastoreado y no pastoreado, se debería a la menor cobertura arbustiva del primero, factor determinante en la elección del hábitat para una especie arborícola como G. griseoflavus (Mares 1976).

Existen evidencias de que C. musculus sería la especie más abundante en algarrobal no perturbado (Rosi & Kravetz 1983), al igual que en jarillal no perturbado (Ojeda 1989) de Ñacuñán, relacionándose este hecho con su preferencia por parches densos o pastizales (Mares 1976, 1977). Aunque su abundancia es baja en los dos sitios estudiados en esta tesis, su mayor presencia y menor CV en el sitio no pastoreado corroboraría su selección de hábitats más densos, con alta cobertura herbácea.

Se ha señalado que A. molinae se comportaría en forma similar a C. musculus, prefiriendo parches vegetacionales más densos (Mares 1976, 1977, Ojeda 1989).

Además, *A. molinae* tendría un rango de tolerancia muy bajo a las fluctuaciones ambientales, ya que es la primera especie en desaparecer del jarillal quemado (Ojeda 1989). Sin embargo, nuestros resultados no concuerdan con los antecedentes previos, e indican que *A. molinae* no presenta preferencias por ninguno de los sitios, sugiriendo que esta especie es más generalista en su elección de hábitat que lo supuesto actualmente.

La presencia de *G. musteloides* sólo en el sitio no pastoreado sugiere una restricción marcada en su elección de hábitat. Nuestros datos muestran que esta especie habitaría parches de vegetación densa, principalmente con alta cobertura herbácea, condición presente sólo en sitios sin pastoreo.

Resumiendo, las distintas especies de micromamíferos del matorral centro-chileno responderían diferencialmente a la modificación del hábitat ocasionada por el pastoreo. Esta respuesta se explicaría por la utilización de distintos hábitats por parte de las diferentes especies. En el Monte, en cambio, las distintas especies de micromamíferos parecen responder en forma similar, presentando menores abundancias relativas en un parche vegetacional menos denso, como el sitio pastoreado. Así, las distintas especies argentinas no exhibirían un marcado uso diferencial de hábitats, como fue sugerido por Ojeda (1989). Como resultado, los conjuntos de micromamíferos de

áreas pastoreadas y no pastoreadas del matorral son diferentes. No ocurre lo mismo con las especies de Nacuñán. Estos hechos parecen indicar que el conjunto de micromamíferos del algarrobal es más "resiliente" que los micromamíferos del matorral frente a un mismo tipo de perturbación. Es probable que estas distintas capacidades de respuesta reflejen diferencias en la historia de perturbaciones a que han estado sometidos los conjuntos de micromamíferos en las dos regiones a través del tiempo.

En Chile central, la historia de uso de la tierra se remontaría largo tiempo antes de la conquista española (Aschmann & Bahre 1977). Se postula que el raleo de la vegetación para el uso de la tierra con fines agrícolas, y el corte de leña para uso doméstico, desde aproximadamente 2.500 años a la fecha, habría modificado la vegetación nativa en forma importante (Aschmann & Bahre 1977, Miller 1980). Además, unas pocas décadas antes del arribo de los españoles, habrían llegado a Chile central los camélidos domésticos. Sin embargo, su número habría sido bajo y no hay evidencias de que hayan ejercido una presión de pastoreo significativa sobre la vegetación, como lo hizo el ganado europeo rápidamente después de su introducción (Aschmann & Bahre 1977, Miller 1980, Philippi 1885). Desde mediados del siglo 16, con la llegada de los españoles, la vegetación nativa de Chile central se ha utilizado indiscriminadamente: leña para uso doméstico y minería,

madera para construcción, desmonte con fines agrícolas, crianza de ganado, entre otros usos (Aschmann & Bahre 1977, Miller 1980). Además, en esta misma época habría comenzado la introducción de especies vegetales, principalmente hierbas, que habrían alcanzado un alto número ya a principios del siglo 19 (Aschmann & Bahre 1977). De este modo, las prácticas de uso de la tierra en Chile central han reducido la cobertura arbustiva total y han favorecido el establecimiento de especies introducidas. La Cordillera de la Costa, donde se ubica nuestro sitio de estudio en Chile central, habría experimentado las mismas alteraciones que el resto de la zona central del país (Aschmann & Bahre 1977). Esta modificación del hábitat habría alterado la distribución y abundancia de los micromamíferos de Chile, que utilizan la vegetación como refugio y alimento (Simonetti 1986a).

Los antecedentes históricos de la zona del monte en que se ubica la Reserva de Ñacuñán son similares a lo señalado para el caso chileno, sin embargo, la densidad poblacional de los asentamientos humanos de Chile central habrían sido siempre mayores que los del monte. La etapa previa a la llegada de los españoles también se caracterizaría por una larga historia de ocupación indígena, donde los grupos nativos habrían subsistido principalmente gracias a la explotación de los recursos naturales, ya que las prácticas agrícolas habrían sido muy

rudimentarias y de poca importancia (Abraham de Vázquez & Prieto 1981). En los siglos 16 y 17, los antiguos pobladores son desalojados de sus asentamientos, disminuyendo considerablemente la población. En el siglo 18 comienza la instalación europea, aumenta la crianza de ganado e incrementa el uso de las praderas y los bosques nativos (Abraham de Vázquez & Prieto 1981). En los siglos 19 y principios del 20, se practica intensivamente la agricultura, pero sólo en las zonas más húmedas. La utilización de los recursos es extractiva, con fines comerciales (Abraham de Vázquez & Prieto 1981). Por ejemplo, se procedió a talar el bosque de algarrobo para la producción de leña, postes y carbón (Roig 1980). Una vez que los campos se agotaron como productores de madera, han sido dedicados casi exclusivamente a la explotación ganadera (Roig 1980). Así, el monte también ha sido modificado por una larga historia, en la que la principal diferencia con la zona central de Chile es el mayor uso de la tierra para crianza de ganado y la menor importancia relativa de la agricultura. Sin embargo, se desconoce la historia específica de los sitios (El Pangué y Ñacuñán), resultando difícil obtener conclusiones sobre el efecto de los procesos históricos a que han estado sujetos ambos grupos de organismos, y cómo éstos pueden haber influido en los patrones observados.

Alteración de los recursos tróficos y dieta

Diversos estudios han demostrado que la alteración del hábitat resulta en cambios de la fauna de micromamíferos asociada a éste (e.g., Hanley & Page 1982, Grant *et al.* 1982, Simonetti 1983). Sin embargo, la mayoría de dichos estudios no han explicado la causa de los cambios observados (Parmenter & MacMahon 1983). Se ha sugerido que la estructura de la vegetación per se sería el factor causal de la distribución y abundancia de las especies de micromamíferos (e.g., Rosenzweig 1973, Price 1978). No obstante, la modificación del hábitat podría implicar la alteración de los recursos utilizados por los micromamíferos, por ejemplo, alimento y refugio (Parmenter & MacMahon 1983).

Basados en un experimento de manipulación de hábitat en una estepa arbustiva, Parmenter & MacMahon (1983) concluyeron que la abundancia de recursos tróficos no es importante para la distribución y abundancia de micromamíferos de ese ambiente. Sin embargo, los recursos tróficos se mantuvieron constantes después de la perturbación, y la mayoría de las especies de micromamíferos continuaron presentes, por lo que la conclusión de Parmenter & MacMahon (1983) no sería correcta. Por el contrario, sus datos permiten inferir que los recursos tróficos sí serían un factor determinante de la fauna de micromamíferos presente en un ambiente

determinado.

Nuestros resultados respecto a estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos presentes en sitios pastoreados versus no pastoreados del matorral y del monte, unido a los análisis de abundancia de recursos tróficos en dichos lugares, corroborarían esta hipótesis.

Matorral

En El Pangue, los insectívoros y omnívoros son más abundantes en el sitio donde sus recursos alimentarios preferidos son más abundantes. El sitio pastoreado presenta menor abundancia de artrópodos y de micromamíferos insectívoros que el sitio no pastoreado. En este último, el CV de los insectívoros es levemente menor, lo que unido a su mayor abundancia, sugiere que los insectívoros concentran su actividad en el sitio no pastoreado. Sin embargo, nuestros resultados muestran que M. elegans es la especie que más aporta a la mayor abundancia de insectívoros de este sitio. Por otro lado, se ha señalado que los artrópodos son más abundantes bajo el dosel de los arbustos que en los espacios abiertos entre ellos (Simonetti 1986a). Por lo tanto, aunque A. longipilis está presente en igual número en los sitios pastoreado y no pastoreado, su estrecha relación con los lugares de mayor cobertura del sitio pastoreado, podría asociarse a la mayor abundancia de artrópodos que

presentarían los microhábitats arbustivos. Además, esta especie consume otro tipo de alimentos, como semillas y hierbas (Glanz 1977, Meserve 1981a), que se encuentran en mayor número en el sitio pastoreado. La mayor abundancia de *M. elegans* en el sitio no pastoreado podría deberse a que su dieta es casi exclusivamente insectívora (Glanz 1977), por lo que preferiría el hábitat que le proporciona mayor cantidad de alimento.

Los omnívoros, representados por *A. olivaceus*, son significativamente más abundantes en el sitio pastoreado. La biomasa herbácea es significativamente mayor que en el no pastoreado, implicando una mayor oferta como recurso trófico. Por otro lado, una mayor cantidad de hierbas, principalmente anuales, significa un incremento en la abundancia de sus semillas, consumidas preferentemente por esta especie (Glanz 1977). *Akodon olivaceus* podría comportarse en forma similar a *P. maniculatus* del chaparral norteamericano. Este omnívoro varía su dieta de acuerdo a las fluctuaciones de los distintos recursos (Parmenter & MacMahon 1983), de modo que puede habitar los sitios perturbados por la mayor plasticidad de su dieta.

En el matorral, la categoría granívoros está integrada por *O. longicaudatus* y *P. darwini*. Por lo tanto, en el sitio pastoreado los granívoros están representados por dos especies y en el no pastoreado, sólo por una. A

diferencia de las otras categorías tróficas, los granívoros no son más abundantes en el sitio donde las semillas son más abundantes. Oryzomys longicaudatus consume preferentemente semillas de herbáceas (Meserve 1981a), más abundantes en el sitio pastoreado, pero se encuentra en mayor número en el sitio no pastoreado. Su mayor presencia en este sitio podría relacionarse con el hecho de que los insectos conforman el segundo ítem preferido en su dieta (Glanz 1977, Meserve 1981a), y como se indicó antes, éstos son más abundantes en el sitio no pastoreado. La presencia de P. darwini en el sitio pastoreado tendría al menos dos causas posibles. Primero, dentro del espectro de semillas prefiere las de herbáceas (Glanz 1977), más abundantes en este sitio. Segundo, si su dieta deriva hacia la herbivoría en primavera (Glanz 1977), es en el sitio pastoreado donde las hierbas son más abundantes.

Monte

En Nacuñán, los herbívoros son más abundantes en el sitio donde sus recursos tróficos preferidos son más abundantes. Graomys griseoflavus consume principalmente hierbas y partes foliares de arbustos (R. Ojeda, datos no publicados), ambos recursos significativamente más abundantes en el sitio no pastoreado. Calomys musculinus y E. typus presentan mayor variedad en su dieta, consumiendo

también insectos y semillas. Estas dos especies son más abundantes en el sitio no pastoreado, donde también lo son los recursos alimentarios que utiliza.

La abundancia de insectívoros, *A. molinae* y *M. pusilla*, no presenta diferencias entre los sitios pastoreado y no pastoreado, reflejando tal vez la estrecha similitud en la abundancia de artrópodos, excluyendo Formicidae, en ambos lugares.

Las distintas categorías tróficas de micromamíferos parecen ser más abundantes en aquellos lugares que ofrecen mayor número de sus recursos alimentarios preferidos, apoyando el principio de minimización Q (MacArthur *et al.* 1962). Nuestros resultados sugieren que el pastoreo influiría en la estructura trófica de los conjuntos de micromamíferos a través de la alteración de la vegetación y de la oferta de recursos, al menos, tróficos. A su vez, la distribución y oferta de alimentos sería afectada por las modificaciones experimentadas por el hábitat frente a la presencia de ganado y otros pastoreadores introducidos.

La respuesta idiosincrática de los micromamíferos frente al pastoreo sugieren que la formulación de teorías sintéticas sobre el efecto de perturbaciones sobre diversos atributos comunitarios deberá contemplar las causas de la gran variabilidad de las respuestas, aún para un mismo régimen de perturbación en ecosistemas similares. En términos de políticas de manejo y

conservación, nuestros resultados sugieren que no pueden establecerse pautas generales, sino que deberán hacerse estudios del caso toda vez que se intente conciliar la diversidad de la fauna de micromamíferos con el uso ganadero de la vegetación, independiente del ambiente en que ello ocurra.

REFERENCIAS

- ABRAHAM DE VASQUEZ EM & M PRIETO (1981) Enfoque diacrónico de los cambios ambientales y las adaptaciones humanas en el NE árido mendocino. Cuadernos del CEIFAR (Argentina) 8: 109-139.
- AGUERO T, R BUSTAMANTE, A GREZ & S MALDONADO (1988) Perturbación humana y diversidad biológica del matorral. XXXI Reunión Anual, Soc. Biol. Chile, La Serena. Arch. Biol. Med. Exper. (Chile) 21: R276 (resumen).
- ARMESTO JJ & JR GUTIERREZ (1981) El criterio del valor de importancia en comunidades de matorral. Medio Ambiente 5: 253-255.
- ARMESTO JJ & STA PICKETT (1985) A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. Rev. Chilena Hist. Nat. 58: 9-17.
- ASCHMANN H & C BAHRE (1977) Man's impact on the wild landscape. En Mooney HA (ed.) Convergent evolution in Chile and California: Mediterranean climate ecosystems. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. pp: 73-84.
- BARROS R (1963) Anotaciones sobre los lámidos en Chile. Rev. Univ. 26: 57-67.
- BAZZAZ FA (1983) Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. En Mooney HA & M Godron (eds.) Disturbance and ecosystems: components of response. Springer Verlag, Heidelberg: 259-275.
- BOCK CE & B WEBB (1984) Birds as grazing indicator species in southeastern Arizona. J. Wildl. Manage. 48: 1045-1049.
- BORROR DJ, DM DE LONG & CA TRIPLEHORN (1981) An introduction to the study of insects. 5nd ed. Saunders College Pub., Philadelphia. xii + 827 pp.
- BUSTAMANTE R (1989) Clonal reproduction and succession in

- the Chilean matorral: the case of Baccharis linearis.
Rev. Chil. Hist. Nat., en revisión.
- CAPINERA JL & TS SECHRIST (1982) Grasshopper (Acrididae) host plant associations: response of grasshopper to cattle grazing intensity. Can. Ent. 114: 1055-1062.
- CANAS R, C AGUILAR, O PALADINES & G MUÑOZ (1982) Biomass production and utilization of natural pastures in the Chilean mediterranean ecosystems. En Conrad CE & WC Oechel (eds.) Dynamics and management of mediterranean-type ecosystems. Gen.Tech.Rep. PSW-58, Berkeley: 34-41.
- CASTILLO H, D TORRES & M TAMAYO (1978) Los roedores chilenos y sus relaciones tróficas. Not. Mens., Mus. Nac. Hist. Nat. (Chile) 268: 3-10.
- CONTRERAS JR (1979) Lista faunística preliminar de los vertebrados de la Reserva Ecológica de Ñacuñán. Cuaderno Técnico IADIZA (Argentina) 2: 39-47.
- CHU HF (1949) How to know the immature insects. Brown Co. Pub., Dubuque. iv + 234 pp.
- DIAMOND J (1986) Overview: laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. En Diamond J & TJ Case (eds.) Community ecology. Harper & Row, New York. pp: 3-22.
- DI CASTRI F & E HAJEK (1976) Bioclimatología de Chile. Universidad Católica de Chile, Santiago. 128 pp.
- FACELLI JM, RJC LEON & VA DEREGIBUS (1989) Community structure in grazed and ungrazed grassland sites in the flooding Pampa, Argentina. Am. Midl. Nat. 121: 125-133.
- FUENTES ER & JA SIMONETTI (1982) Plant patterning in the Chilean matorral: are the roles of native and exotic mammals different?. En Conrad CE & WC Oechel (eds.) Dynamics and management of the mediterranean-type ecosystems. Gen. Tech. Rep. PSW-58, Berkeley: 227-233.
- FUENTES ER, FM JAKSIC & JA SIMONETTI (1983) European rabbits versus native rodents in central Chile: effects on shrub seedlings. Oecologia (Berl) 58: 411-414.
- FUENTES ER, AJ HOFFMANN, A POIANI & MC ALLIENDE (1986) Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. Oecologia (Berl) 68: 358-366.
- FULK GW (1975) Population ecology of rodents in the semiarid

- shrublands of Chile. Ocass. Papers Mus., Texas Tech Univ. 33: 1-40.
- GILLER PS (1984) Community structure and the niche. Chapman & Hall, London. x + 177 pp.
- GLANZ WE (1977) Comparative ecology of small mammal communities in California and Chile. Ph. D. dissertation, University of California, Berkeley. x + 300 pp.
- GLANZ WE (1984) Ecological relationships of two species of Akodon in central Chile. J. Mamm. 65: 433-441.
- GRANT WE, EC BIRNEY, NR FRENCH & DM SWIFT (1982) Structure and productivity of grassland small mammal communities related to grazing induced changes in vegetative cover. J. Mamm. 63: 248-260.
- GREZ AA (1988) Composición y abundancia de coleópteros epigeos en el matorral: efecto de la perturbación humana. X Congr. Nac. Entom., Santiago (resumen).
- GUTIERREZ JR & JJ ARMESTO (1981) El rol del ganado en la dispersión de las semillas de Acacia caven (Leguminosae). Ciencia Inv. Agr. (Chile) 8: 3-8.
- HANLEY TA & JL PAGE (1982) Differential effects of livestock use on habitat structure and rodent populations in Great Basin communities. Calif. Fish Game 68: 160-173.
- HAMBURG SP & RL SANFORD (1986) Disturbance, Homo sapiens, and ecology. Bull. Ecol. Soc. Am. 67: 169-171.
- HARMON ME, SP BRATTON & PS WHITE (1983) Disturbance and vegetation response in relation to environmental gradients in the Great Smoke Mountains. Vegetatio 55: 129-139.
- HUTCHESON K (1970) A test for comparing diversities based on the Shannon formulae. J. Theor. Biol. 29: 151-154.
- HUTCHINSON KJ & KL KING (1980) The effects of sheep stocking level on invertebrate abundance, biomass and energy utilization in a temperate, sown grassland. J. Appl. Ecol. 17: 369-387.
- IRIARTE JA, LC CONTRERAS & FM JAKSIC (1989) A long-term study of a small-mammal assemblage in the central Chilean matorral. J. Mamm. 70: 79-87.

- JAKSIC FM & ER FUENTES (1980) Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing?. J. Ecol. 68: 665-669.
- JAKSIC FM & RC SORIGUER (1981) Predation upon the European rabbit (Oryctolagus cuniculus) in mediterranean habitat of Chile and Spain: a comparative analysis. J. Anim. Ecol. 50: 268-281.
- JAKSIC FM, JL YAÑEZ & ER FUENTES (1981) Assessing a small mammal community in central Chile. J. Mamm. 62: 391-396.
- JOHNSON MK (1982) Response of small mammals to livestock grazing in south central Idaho. J. Range Manage. 35: 51-53.
- JONES KB (1979) Effects of overgrazing on the lizards of five upper and lower Sonoran habitat types. Cal-Neva Wildl. Trans. 1979: 88-168.
- KARR JR & KE FREEMARK (1985) Disturbance and vertebrates: an integrative perspective. En Pickett STA & PS White (eds.) The ecology of natural disturbance. Academic Press, Orlando: 153-168.
- KEELEY SC & AW JOHNSON (1977) A comparison of the pattern of herb and shrub growth in comparable sites in Chile and California. Amer. Midl. Nat. 97: 120-132.
- KNOFF FL, JA SEDGWICK & RW CANNON (1988) Guild structure of a riparian avifauna relative to seasonal cattle grazing. J. Wildl. Manage. 52: 280-290.
- KUFNER MB (1983) Consumo de forraje y eficiencia digestiva de Dolichotis patagonum en cautividad. En llava Reunión Argentina de Ecología, Córdoba (resumen).
- LARRISON EJ & DR JOHNSON (1973) Density changes and habitat affinities of rodents of shadscale and sagebrush associations. Great Basin Natur. 33: 255-264.
- MACARTHUR RH (1972) Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Harper & Row, New York. xviii + 277 pp.
- MACARTHUR RH, JW MACARTHUR & J PREER (1962) On bird species diversity. II. Prediction of bird censuses from habitat measurements. Am. Nat. 96: 167-174.
- MANN G (1978) Los pequeños mamíferos de Chile. Gayana, zool. 40: 1-342.

- MARES MA (1976) Convergent evolution of desert rodents: multivariate analysis and zoogeographical implications. *Paleobiology* 2: 39-63.
- MARES MA (1977) Water independence in a south American non-desert rodent. *J. Mamm.* 58: 653-656.
- MARTICORENA C & M QUEZADA (1985) Catálogo de la flora vascular de Chile. *Gayana, bot.* 42: 1-157.
- MCLEAN A & MB CLARK (1980) Grass, trees, and cattle on clearcut-logged areas. *J. Range Manage.* 33: 213-217.
- MESERVE P (1981a) Trophic relationships among small mammals in a Chilean semiarid thorn scrub community. *J. Mamm.* 62: 304-314.
- MESERVE P (1981b) Resource partitioning in a Chilean semi-arid small mammal community. *J. Anim. Ecol.* 50: 745-757.
- MESERVE PL, BK LANG & BD PATTERSON (1988) Trophic relationships of small mammals in a Chilean temperate rainforest. *J. Mamm.* 69: 721-730.
- MILLER S (1980) Human influences on the distribution and abundance of wild Chilean mammals: past-present. Ph. D. dissertation, University of Washington, Seattle. x + 431 pp.
- MONTENEGRO G, ME ALJARO, A WALKOWIAK & R SAENGER (1982) Seasonality, growth, and net productivity of herbs and shrubs of the Chilean matorral. En Conrad CE & WC Oechel (eds.) Dynamics and management of mediterranean-type ecosystems. Gen. Tech. Rep. PSW-58, Berkeley: 135-141.
- MORRIS MG (1968) Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. II The fauna of samples turves. *J. Appl. Ecol.* 5: 601-611.
- MORRIS MG (1969) Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. III The heteropterous fauna. *J. Appl. Ecol.* 6: 475-487.
- MURUA R & LA GONZALEZ (1981) Estudios de preferencias y hábitos alimentarios en dos especies de roedores cricétidos. *Medio Ambiente (Chile)* 5: 115-124.
- OJEDA RA (1989) Small-mammal responses to fire in the Monte Desert, Argentina. *J. Mamm.* 70: 416-420.

- PARMENTER RR & JA MACMAHON (1983) Factors determining the abundance and distribution of rodents in a shrub-steppe ecosystem: the role of shrubs. *Oecologia* (Berl) 59: 145-156.
- PENA LE (1986) Introducción a los insectos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 256 pp.
- PETRUSEWICZ K & ANDRZEJEWSKI R (1962) Natural history of free living population of house mice (Mus musculus Linnaeus), with particular reference to groupings within the populations. *Ekol. Pol. A* 10: 85-122.
- PHILIPPI RA (1885) Sobre los animales introducidos en Chile desde su conquista por los españoles. *An. Univ. Chile* 58: 319-335.
- PHILLIPS P (1936) The distribution of rodents in overgrazed and normal grasslands of central Oklahoma. *Ecology* 17: 673-679.
- PICKETT STA & PS WHITE (1985a) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. xiv + 472 pp.
- PICKETT STA & PS WHITE (1985b) Patch dynamics: a synthesis. En Pickett STA & PS White (eds.) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando: 371-384.
- PICKETT STA, J KOLASA, JJ ARMESTO & SL COLLINS (1989) The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54: 129-136.
- PRICE MV (1978) The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology* 59: 910-921.
- PRICE MV & NM WASER (1984) On the relative abundance of species: postfire changes in a coastal sage scrub rodents community. *Ecology* 65: 1161-1169.
- PUTMAN RJ (1984) Fact from faeces. *Mammal Rev.* 14: 79-97.
- QUAST JC (1954) Rodent habitat preferences on foothill pastures in California. *J. Mamm.* 35: 515-521.
- REYNOLDS TD (1980) Effects of some different land management practices on small mammal populations. *J. Mamm.* 61: 558-561.
- REYNOLDS TD & CH TROST (1980) The response of native vertebrate population to crested wheatgrass planting and

- grazing by sheep. *J. Range Manage.* 33: 122-125.
- ROIG FA (1971) Flora y vegetación de la Reserva Forestal de Nacuñán. *Deserta* 1: 1-239.
- ROIG FA (1980) Flora de la Reserva Ecológica de Nacuñán. Cuaderno Técnico IADIZA 3-80: 1-176
- ROSENZWEIG ML (1973) Habitat selection experiments with a pair of coexisting heteromyd rodent species. *Ecology* 54: 111-117.
- ROSI MI & F KRAVETZ (1983) Ecología de roedores cricétidos en la Reserva Ecológica de Nacuñán, Mendoza. I. Estructura y dinámica de las comunidades. *11ava Reunión Argentina de Ecología, Córdoba*: 60 (resumen).
- ROTTMAN RJ & JL CAPINERA (1983) Effects of cattle induced perturbations on a shortgrass prairie arthropod community. *J. Kansas Ent. Soc.* 56: 241-252.
- ROUGHGARDEN J & J DIAMOND (1986) Overview: the role of species interactions in community ecology. En Diamond J & TJ Case (eds.) *Community ecology*, Harper & Row Pub., New York: 333-343.
- RUNDEL PW (1981) The matorral zone of central Chile. En di Castri F, DW Goodall & RL Specht (eds.) *Mediterranean type shrublands*. Elsevier, Amsterdam: 175-201.
- SALA OE, M OESTERHELD, RLC LEON & A SORIANO (1986) Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67:27-32.
- SARMIENTO G (1975) The dry plant formations of South America and their floristic connections. *J. Biogeogr.* 2: 233-251.
- SIEGEL S & NJ CASTELLAN (1988) *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2nd ed. McGraw-Hill Book Co., New York. xxiii + 399 pp.
- SIMONETTI JA (1982) The effects of grazing on small mammals. Report, Wildlife Sciences Group, College of Forest Resources, University of Washington. 16 pp.
- SIMONETTI JA (1983) Effects of the goats upon native rodents and European rabbits in the Chilean matorral. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 57: 27-30.
- SIMONETTI JA (1986a) Microhabitat use by small mammals in

- central Chile. Ph. D. dissertation, University of Washington, Seattle. ix + 169 pp.
- SIMONETTI JA (1986b) On the assessment of trapping success. *Acta Theriol.* 31: 171-175.
- SIMONETTI JA (1988) Human disturbance and community patterns in central Chile. Symposium "Impact of past human disturbance in shaping present-day communities". 73rd Annual Meeting, Ecol. Soc. Am., Davis. *Bull. Ecol. Soc. Am. (Supp.)* 69 (2): 296 (resumen).
- SIMONETTI JA & F FALABELLA (1986) Interacción hombre-recurso: la necesidad de un enfoque temporal. II Encuentro Científico sobre el Medio Ambiente (Chile) 3: 462-467.
- SIMONETTI JA & ER FUENTES (1982) Microhabitat use by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in central Chile: are the adult and juvenile patterns the same?. *Oecologia (Berl)* 54: 55-57.
- SIMONETTI JA & ER FUENTES (1983) Shrub preferences of native and introduced Chilean matorral herbivores. *Oecol. Applic.* 4: 269-272.
- SIMONETTI JA & ER FUENTES (1985) Guanacos versus cabras y conejos como moduladores del matorral de Chile central. En Venegas C & C Cunazza (eds.) IV Convención internacional sobre camélidos sudamericanos, Punta Arenas: 76-87.
- SIMS PL & JS SINGH (1978) The structure and function of ten western North American grasslands. II Intraseasonal dynamics and primary producers compartments. *J. Ecol.* 66: 547- 572.
- SMITH CC (1940) The effect of overgrazing and erosion upon the biota of the mixed-grass prairie of Oklahoma. *Ecology* 21: 381-397.
- SOUSA WP (1984) The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-391.
- SOUTHWOOD TRE (1978) Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations. 2nd ed. Chapman & Hall, London. xxiv + 524 pp.
- SOUTHWOOD TRE & HF van EMDEN (1967) A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands. *Z. angew. Ent.* 60: 188-198.

- TANQUILEVICH RF (1971) Los suelos de la Reserva Ecológica de Ñacuñán. Deserta 2 (Argentina): 131- 206.
- TANQUILEVICH RF (1973) La desertización antrópica. Deserta (Argentina) 4: 235-240.
- TAYLOR WP, CT VORHIES & PB LISTER (1935) The relation of Jackrabbits to grazing in southern Arizona. J. For. 33: 490-498.
- WEESE AO (1939) The effect of overgrazing on insect population. Proc. Okl. Acad. Sc. 19: 95-99.
- WHITAKER JO, SP CROSS & C MASER (1983) Food of vagrant shrews (Sorex vagrans) from Grant County, Oregon as related to livestock pressures. Northwest Science 57: 107-111.
- WIENS JA (1985) Vertebrate response to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. En Pickett STA & PS White (eds.) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando: 169-193.

APENDICE A

TRABAJOS INCLUIDOS EN LA EVALUACION DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE MICROMAMIFEROS DE AMBIENTES SEMIARIDOS

1. Hanley & Page (1982): en este trabajo se evaluó comparativamente el efecto del pastoreo sobre los micromamíferos de 6 comunidades de Great Basin, California, EEUU. Las especies de plantas dominantes en cada hábitat fueron: a) formación arbustiva : Atriplex confertifolia y Oryzopsis hymenoides; b) formación arbustiva: Sarcobatus vermiculatus y Elymus cinereus; c) formación arbustiva: Artemisia arbuscula y Festuca idahoensis; d) formación arbustiva: Artemisia tridentata, Agropyron spicatum y Stipa thurberiana; e) formación arbustiva: A. tridentata y F. idahoensis; f) pradera: Poa nevadensis y Carex spp.

En cada hábitat se seleccionaron sitios pastoreados y no pastoreados (áreas relicto representativas de cada tipo de hábitat). No se especifica si los sitios no pastoreados son áreas protegidas. En ambos tipos de sitio se muestrearon las poblaciones de micromamíferos mediante técnicas de captura viva y muerta. Cada sesión de trampeo duró 3 días y noches consecutivas.

2. Reynolds (1980): estudio efectuado en un campo del Idaho National Engineering Laboratory (INEL), al SE de Idaho, EEUU. Se comparó el efecto del pastoreo sobre los micromamíferos de una formación arbustiva dominada por A. tridentata y una pradera artificial dominada por Agropyron cristatum (plantado en 1958).

Se seleccionaron sitios pastoreados y no pastoreados representativos de cada hábitat. El sitio no pastoreado con vegetación arbustiva correspondía a un campo con 25 años de recuperación post-pastoreo, mientras la pradera no había sido pastoreada previamente. Ambos sitios no pastoreados estaban ubicados aproximadamente a 12 km de los sitios pastoreados. Los micromamíferos fueron muestreados con técnicas de captura muerta.

3. Phillips (1936): estudio efectuado en praderas de los condados de Cleveland y McClean, Oklahoma, EEUU. Se seleccionaron 15 sitios no pastoreados y 15 sitios pastoreados. No se menciona si los sitios no pastoreados fueron utilizados antes por el ganado o si estaban protegidos de su acción. La especie dominante en todos los sitios de estudio fue Andropogon scoparius. El protocolo de muestreo fue similar al utilizado en los otros trabajos. Los roedores se muestrearon con trampas para captura muerta.

4. Smith (1940): estudio efectuado en praderas de los

condados de Cleveland, Logan, McClean y Oklahoma, Oklahoma, EEUU. Las especies dominantes en los pastizales sin pastoreo fueron A. scoparius y Bouteloua curtipendula, y en los sitios pastoreados fue Buchloe dactyloides. No se indica la forma en que el ganado no tiene acceso a los sitios no pastoreados. Los micromamíferos fueron muestreados con técnicas de captura muerta. Los sitios estudiados abarcaban 5 estados diferentes de perturbación, desde no pastoreado a sobrepastoreado erosionado. En este análisis sólo se incluyó la comparación sitio no pastoreado/pastoreado no erosionado.

5. Grant et al. (1982): este trabajo evaluó el efecto del pastoreo en 4 praderas de distintas regiones del centro-oeste de EEUU. Las especies de plantas dominantes son: a) Agropyron spicatum y Stipa cornata (Washington); b) E. idahoensis y Agropyron subsecundum (Montana); c) Bouteloua gracilis y B. dactyloides (Colorado); d) Andropogon gerardi y Panicum virgatum (Oklahoma).

Se dispusieron grillas de muestreo en cada sitio pastoreado y no pastoreado. Los sitios no pastoreados correspondían a praderas previamente pastoreadas, de las cuales se excluyó el ganado mediante la instalación de cercos. Los micromamíferos fueron muestreados con procedimientos de captura-recaptura, con períodos de trampeo de 5 a 10 noches.

7. Johnson (1982): estudio efectuado en el mismo campo experimental de INEL utilizado por Reynolds (1980). El sitio no pastoreado correspondía a un área protegida de la acción del ganado por más de 20 años. La abundancia de micromamíferos fue evaluada indirectamente, a través de muestreo de madrigueras y huellas.
8. Simonetti (1983): estudio efectuado en Lago Peñuelas, Chile central. La vegetación del área es representativa del matorral (ver sección "Sitios de estudio y métodos", página 9). El sitio no pastoreado estaba ubicado aproximadamente a 600 m del sitio pastoreado, separado mediante un cerco. La abundancia de roedores fue evaluada mediante trampeos de captura viva, disponiendo grillas de igual tamaño en los sitios pastoreado y no pastoreado, manteniéndose activas las trampas durante 8 noches.
9. Maldonado (esta tesis).