



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

**EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA
ECOLOGÍA TRÓFICA Y ESPACIAL Y LA DEMOGRAFÍA DEL GATO MONTÉS
(*LEOPARDUS GEOFFROYI*) EN EL DESIERTO DEL MONTE, ARGENTINA**

TESIS PRESENTADA PARA OPTAR AL TÍTULO DE DOCTOR DE LA UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
EN EL ÁREA CIENCIAS BIOLÓGICAS

LIC. JAVIER ADOLFO PEREIRA

DIRECTOR DE TESIS: DR. ANDRÉS JOSÉ NOVARO

DIRECTORA ASISTENTE: DRA. REBECCA SUSAN WALKER

CONSEJERA DE ESTUDIOS: DRA. MARÍA BUSCH

CENTRO DE ECOLOGÍA APLICADA DEL NEUQUÉN (CEAN)

BUENOS AIRES, 2009

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ECOLOGÍA TRÓFICA Y ESPACIAL Y LA DEMOGRAFÍA DEL GATO MONTÉS (*LEOPARDUS GEOFFROYI*) EN EL DESIERTO DEL MONTE, ARGENTINA

Pese a que la ganadería modifica fuertemente los hábitats naturales, el conocimiento sobre cómo las especies silvestres responden a los cambios en el paisaje es escaso. Se evaluaron los efectos del manejo ganadero y sus disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) a través de un enfoque comparativo entre el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa, Argentina. La abundancia de las presas principales de este carnívoro (pequeños roedores y aves passeriformes) fue significativamente menor en CG que en PN. La dieta del gato montés no fue significativamente diferente entre áreas y estuvo compuesta mayoritariamente por pequeños roedores en ambos sitios, lo que indica que este felino fue lo suficientemente eficiente en CG como para mantener elevado el nivel de consumo de sus presas principales a pesar de su menor abundancia. Entre 2002 y 2008, 35 gatos monteses fueron equipados con radiocollar y monitoreados por telemetría. Los machos ocuparon áreas de acción de tamaño similar en ambas áreas, pero las hembras tendieron en CG a incrementar sus áreas de acción. El menor solapamiento de áreas de acción entre machos registrado en CG, el cambio en el uso del hábitat desde áreas cerradas en PN (bosques y arbustales mixtos) hacia áreas más abiertas en CG (estepas y arbustales abiertos) y el incremento en la tasa de movimientos de ambos sexos en CG son consistentes con una menor abundancia de recursos tróficos y podrían interpretarse como respuestas para incrementar el éxito de forrajeo. La tasa de supervivencia de gatos monteses fue 40% mayor en PN respecto de CG y la muerte por inanición prolongada fue la mayor causa de mortalidad en ambos sitios, seguida por la depredación por puma en PN y por la caza por pobladores o por perros en CG. Estas fuentes de mortalidad y los impactos sobre el hábitat y las presas pueden ser la causa de la caída en un 50% de la densidad de este carnívoro en CG respecto de PN. A nivel de paisaje, muchos de los aspectos reseñados para esta población coinciden con los implicados en la dinámica fuente–sumidero, pero la subpoblación presente en el sitio con menor supervivencia (CG) mostró una elevada tasa de emigración, una diferencia notable respecto de los sistemas “típicos” que funcionan según ese mecanismo. Se propone la “hipótesis de la matriz de adversidad demográfica intermedia” como un nuevo mecanismo para describir la dinámica de esta población a nivel paisaje.

PALABRAS CLAVE: demografía; dieta; ecología espacial; gato montés; “hipótesis de la matriz de adversidad demográfica intermedia”; *Leopardus geoffroyi*; manejo ganadero; Monte

EFFECTS OF LIVESTOCK MANAGEMENT AND ASSOCIATED DISTURBANCES ON THE TROPHIC AND SPATIAL ECOLOGY AND THE DEMOGRAPHY OF GEOFFROY'S CAT (*LEOPARDUS GEOFFROYI*) IN THE MONTE DESERT, ARGENTINA

Although livestock management strongly modifies natural habitats, knowledge about the way in which wild species respond to changes in the landscape is scarce. The effects of livestock management and their associated disturbances on the trophic and spatial ecology and demography of the Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) were evaluated through a comparative approach between Lihué Calel National Park (NP) and adjacent cattle ranches (CR), La Pampa, Argentina. The abundance of the main prey of this carnivore (small rodents and passerine birds) was significantly lower in CR than in NP. Diet of Geoffroy's cats was not significantly different between areas and it was composed mainly of small rodents in both sites, which indicates that this feline was efficient enough in CR to maintain the level of consumption of its main prey in spite of its lower abundance. Between 2002 and 2008, 35 Geoffroy's cats were radiocollared and monitored by radiotelemetry. Home-range size of males was similar in both areas, but females showed larger home ranges in CR than in NP. The smaller home range overlap between males in CR, the change in habitat use from closed areas (forests and mixed shrublands) in NP towards more open areas (steppes and open shrubland) in CR, and the increase in the movement rate of both sexes in CR are consistent with a lower abundance of trophic resources, and could be interpreted as responses by Geoffroy's cat to increase foraging success. Survival rate of Geoffroy's cats was 40% higher in NP with respect to CR. Starvation was the main cause of mortality in both sites, followed by puma predation in NP and by hunting or dog predation in CR. These sources of mortality and the effects of livestock management on the habitat and the prey base could be responsible for the 50% decrease in the density of Geoffroy's cats in CR with respect to NP. The dynamics of this population at the landscape level partially fit source-sink models, but the subpopulation inhabiting the site with lower survival (CR) showed a high emigration rate, a remarkable difference with respect to "typical" systems that function according to this mechanism. The "hypothesis of the matrix of intermediate demographic adversity" is proposed as a new mechanism to describe the dynamics of this population at the landscape level.

KEY WORDS: demography; diet; Geoffroy's cat; *Leopardus geoffroyi*; livestock management; Monte; spatial ecology; "hypothesis of the matrix of intermediate demographic adversity"

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a todas las personas que de una u otra forma participaron durante el desarrollo de este trabajo, y pido disculpas si involuntariamente olvido mencionar a alguien en estas líneas. En primer término agradezco a mis directores, Andrés Novaro y Susan Walker, por darme la oportunidad de aprender de ellos, generar un ámbito favorable para discutir ideas y organizar manuscritos, y brindarme asistencia con equipo o en la búsqueda de financiación. Ustedes son sin duda un destacado ejemplo de profesionalismo guiado por una intensa pasión por la vida silvestre, y eso se contagia.

Agradezco también especialmente a la Med. Vet. Marcela Uhart, quien confió en el proyecto desde sus inicios e invirtió en él tanto su capacidad y tiempo personal como los recursos económicos y humanos del Programa de Veterinarios de Campo de WCS que dirige. Su aporte constituyó un eslabón fundamental para que este trabajo pudiera llevarse a cabo. Hago aquí extensivo mi profundo agradecimiento a los Med. Vet. Virginia Rago, Carolina Marull, Hebe Ferreyra y Pablo Beldoménico. Fue un placer haber compartido tantos años de trabajo con un grupo de profesionales tan capaz y dedicado. A través de Marcela, también participó de este trabajo el Departamento de Patología de la Wildlife Conservation Society (principalmente Dee McAloose), así que agradezco también a ellos por su aporte.

Muchos amigos, colegas, guardaparques y voluntarios ayudaron en la colecta, análisis o procesamiento de la información obtenida, y sin su apoyo difícilmente hubiera podido llevar a cabo este proyecto: Fernando Alonso, Valeria Androsiuk, Leandro Antoniazzi, Juan Pablo Arrabal, Silvina Bisceglia, Federico Bondone, Marta Borro, Anahí Brun, Roberta Callicó Fortunato, Luciana Camuz Ligios, Dina Caporossi, Andrea Caselli, Natalie Citon, Valeria Colombo, Viviana Coronel, Sebastián Costa, Verónica Chillo, Andrea Chirife, Arnaldo Dalmaso, Carlos De Angelo, Pablo de Diego, Joaquín de Estrada, Daniela de Tommaso, Mario Di Bitetti, Yamil Di Blanco, Judit Dopazo, Miguel Falcon, Carmen Figueroa Sotelo, Laura Fortuny, Natalia Fracassi, Fernando Gallego, Gabriela García, Noelia Gargiulo, Pablo Gáspero, Jimena Gato, Ana Julia Gómez, Patricia Gramuglia, Alejandra Hurtado, Ezequiel Infantino, Ernesto Juan, Marcelo Kittlein, Luciano La Sala, Victoria Lantschner, Noelia Lonné, Darío Manzolli, Julia Medina, Agustín Mezzabotta, Clara Milano, Pedro Moreyra,

Gisella Muller, Daniel Muñoz, Emiliano Muschetto, Norberto Nigro, Silvina Nussbaum, Agustín Paviolo, Leonardo Pazos, Paula Perrig, Marcelo Pessino, Diego Procopio, Julio Rojo, Pamela Rossio, Julia Rouaux, Cristina Rozzi Giménez, Valeria Sánchez, Nathalia Scioscia, Soledad Serrano, Mabel Tartaglione, Pablo Teta, César Toledo, Laura Torres, Diego Ugalde, Martín Zamero y Eduardo Zanin. Gracias por haberse animado a trabajar en Lihué y, en el caso de muchos de ustedes, ¡por haberse animado a volver!

El cuerpo de guardaparques y brigadistas del Parque Nacional Lihué Calel me brindó su apoyo de una u otra forma durante los diez años que duró el trabajo en el área. Destaco principalmente el aporte de Miguel Romero, “Pili” Erasmus, Raúl Milne y Pablo Collavino, quienes nos facilitaron el trabajo e incluso la vida en Lihué. Miguel además realizó aportes fundamentales al trabajo por su amplio conocimiento de la zona y la vida silvestre. Aquí también quiero destacar la valiosa ayuda prestada por el personal del Establecimiento “Cumeneayén – Aguas Blancas” (Sres. Rubén Culla y Luis Vallejo) y por el personal de la estación de servicio de Lihué (Sr. Víctor Zapata). Finalizado el trabajo en el área, me queda su amistad y el mejor recuerdo de los tiempos compartidos.

Las trampas cámara fueron gentilmente prestadas para este trabajo por Mario Di Bitetti, Agustín Paviolo, Carlos De Angelo y Yamil Di Blanco, integrantes del “Proyecto tigre”, quienes además brindaron valiosa colaboración durante la etapa de diseño, instalación y análisis de los datos obtenidos con este método. Agradezco también a Pablo Perovic, Diego Villareal, Karina Schiaffino, Roberto Bo y Rubén Quintana por el préstamo de materiales y equipo de trabajo, a Marcelo Kittlein, Pablo Cuello, Marcela Machicote y Sofía Heinonen por su generosa ayuda con bibliografía o datos sobre el área, y a Karina Hodara y Gerardo Cueto por su asistencia con cuestiones estadísticas.

Claudio Chéhebar, Eduardo Ramilo, Gustavo Iglesias y Hernán Pastore (Administración de Parques Nacionales), Daniel Ramadori y Gustavo Porini (Dirección de Fauna Silvestre de la Nación) y Marisa Urioste (Dirección de Recursos Naturales de La Pampa) me facilitaron la tramitación de los permisos para trabajar en Lihué Calel y en los campos ganaderos o los permisos de exportación de las muestras para su análisis, y por ello cabe lugar también mencionarlos. Incluyo en este apartado a María Busch, quien actuó como mi consejera de estudios en esta etapa y me ayudó a hacer más llevadera la parte administrativa de este proceso.

Los fondos para la realización de este trabajo fueron aportados por The Rufford Foundation, WCS – Field Veterinary Program, la Dirección de Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa, la Dirección de Fauna Silvestre de la Nación, la Federación Argentina de Comercialización e Industrialización de la Fauna, The Cleveland Metropark Zoo, The Roger Williams Park Zoo, Idea Wild, The Amersfoort Zoo y la Asociación para la Conservación y el Estudio de la Naturaleza (ACEN). Asimismo, el CONICET apoyó mis estudios con una beca doctoral.

A Gustavo Aprile, Santiago D’Alessio, Bernardo Lartigau, Pablo Herrera y Jorge López, mis compañeros y amigos de la Asociación para la Conservación y el Estudio de la Naturaleza (ACEN) desde mediados de los 90’, quienes vieron nacer el proyecto que finalizó con esta tesis y brindaron permanentemente su asistencia, consejos y apoyo. Sumo acá a Diego Varela, quien tomó parte en los inicios del proyecto y con quien compartí las primeras campañas a Lihué dando forma al “Proyecto Gatos del Monte”.

Finalmente, agradezco profundamente a mi familia por haberme dado la oportunidad de estudiar y brindarme un marco propicio para desarrollarme como ser humano, y a Nati, quien sin dudas fue la que más sufrió mis ausencias (aún estando junto a ella) durante los largos meses de trabajo. Su apoyo constante hace que todo esto tenga sentido.

A Lihué Calel

*Porque hasta el más crudo de los desiertos
esconde el mejor de los paraísos*

INDICE

<i>RESUMEN</i>	2
<i>ABSTRACT</i>	3
<i>AGRADECIMIENTOS</i>	4
<i>INDICE</i>	8
CAPÍTULO UNO	
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	11
Efectos del manejo ganadero sobre el hábitat y la biodiversidad.....	13
Disturbios asociados al manejo ganadero.....	17
El gato montés <i>Leopardus geoffroyi</i> (D’Orbigny et Gervais 1844).....	19
Objetivos y Estructura de la tesis.....	26
Bibliografía.....	27
CAPÍTULO DOS	
MARCO GEOGRÁFICO Y AMBIENTAL: EL AREA DE ESTUDIO.....	38
El Área de Estudio.....	41
Parque Nacional Lihué Calel.....	44
Establecimientos ganaderos aledaños al área protegida.....	44
Establecimientos “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles”.....	46
Diferencias en la estructura de la vegetación entre el PN Lihué Calel y los Establecimientos “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles”.....	46
Bibliografía.....	48
CAPÍTULO TRES	
EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ABUNDANCIA DE LAS PRINCIPALES PRESAS DEL GATO MONTÉS.....	50
Materiales y Métodos.....	51
Roedores cricétidos.....	51
Tuco tucos (<i>Ctenomys</i> sp.).....	53
Aves pequeñas y medianas.....	53
Aves tinamiformes.....	54
Liebres.....	54
Resultados.....	54
Roedores cricétidos.....	54
Tuco tucos (<i>Ctenomys</i> sp.).....	57
Aves pequeñas y medianas.....	57
Aves tinamiformes.....	58
Liebres.....	59
Discusión.....	59
Bibliografía.....	65
Apéndice 1: Modelos de captura-recaptura utilizados por el programa CAPTURE.....	70

CAPÍTULO CUATRO

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ECOLOGÍA

TRÓFICA DEL GATO MONTÉS.....	72
Objetivos e hipótesis.....	74
Materiales y métodos.....	76
Composición de la dieta.....	77
Diversidad dietaria y amplitud de nicho trófico.....	78
Patrón de selección de presas.....	79
Resultados.....	80
Composición de la dieta.....	80
Diversidad dietaria y amplitud de nicho trófico.....	85
Patrón de selección de presas.....	86
Discusión.....	89
Bibliografía.....	98

CAPÍTULO CINCO

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ECOLOGÍA

ESPACIAL DEL GATO MONTÉS.....	104
Objetivos e hipótesis.....	106
Materiales y métodos.....	107
Área de estudio.....	107
Captura y manipulación de gatos monteses.....	108
Seguimiento por radiotelemetría.....	109
Áreas de acción.....	109
Solapamiento de áreas de acción.....	113
Movimientos diarios.....	113
Uso y selección de hábitat.....	114
Resultados.....	115
Captura de gatos monteses.....	115
Áreas de acción.....	116
Solapamiento de áreas de acción.....	118
Movimientos diarios.....	119
Uso y selección de hábitat.....	120
Discusión.....	123
Bibliografía.....	130

CAPÍTULO SEIS

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ABUNDANCIA

POBLACIONAL DEL GATO MONTÉS.....	136
Área de estudio.....	138
Materiales y Métodos.....	138
Identificación de los individuos fotografiados.....	140
Tratamiento de los registros.....	142
Resultados.....	145
Discusión.....	147
Bibliografía.....	151

CAPÍTULO SIETE

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA SUPERVIVENCIA, REPRODUCCIÓN Y EMIGRACIÓN DEL GATO MONTÉS.....	156
Materiales y métodos.....	157
Supervivencia.....	157
Causas de mortalidad.....	158
Parámetros reproductivos.....	160
Emigración del área de estudio.....	162
Resultados	163
Supervivencia.....	163
Causas de mortalidad.....	164
Parámetros reproductivos.....	166
Emigración del área de estudio.....	168
Discusión.....	171
Bibliografía.....	179

CAPÍTULO OCHO

INTEGRACIÓN GENERAL E IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL GATO MONTÉS	
A NIVEL DE PAISAJE.....	185
El gato montes en paisajes ganaderos y la dinámica fuente–sumidero.....	187
Postulación de un nuevo mecanismo.....	189
Bibliografía.....	193

INTRODUCCIÓN GENERAL

A lo largo del siglo XX, la pérdida, degradación y fragmentación de los hábitats naturales generaron un fuerte impacto sobre la biodiversidad a nivel global (Sala et al. 2000) y se convirtieron en factores fuertemente influyentes en el proceso de extinción de especies (Fahrig 2001; Cardillo et al. 2004). El efecto no fue simétrico para toda la vida silvestre, ya que especies diferentes exhiben en general respuestas diferentes ante los mismos disturbios (Laurance 1991; Fagan et al. 2001). El entendimiento de los procesos ecológicos que llevan a algunas especies a declinar mientras que otras se mantienen relativamente a salvo ante el mismo escenario permite valorar sus capacidades de adaptación y evaluar sus posibilidades de supervivencia frente a nuevas condiciones ambientales (Cardillo et al. 2004). Sin bien la última causa de extinción la constituye el riesgo puntual al que las especies se enfrentan, la biología de éstas determina cuán bien podrán enfrentarse a esa amenaza (Purvis et al. 2000; Cardillo 2003; Fisher et al. 2003; Jones et al. 2003a).

Las áreas protegidas poseen en la actualidad un importante papel en la conservación de la vida silvestre (Redford y Richter 1999), y cuando estas son lo suficientemente grandes, los procesos naturales pueden mantenerse relativamente libres de la influencia antrópica (Arcese y Sinclair 1997; Wright 1999). Sin embargo, las áreas protegidas son en general limitadas en tamaño como para albergar poblaciones viables de muchas especies (Woodroffe y Ginsberg 1998; Brent Gurd et al. 2001), por lo que la importancia de los estudios ecológicos fuera de sus límites ha sido resaltada en los últimos años (p.e., Dumond et al. 2001; Boydston et al. 2003; Manor y Saltz 2005; Marker y Dickman 2005). Es allí donde las especies silvestres se enfrentan a paisajes generalmente alterados, en los que es común la explotación por el hombre de los distintos recursos en múltiples formas (Redford y Robinson 1995; Woodroffe y Ginsberg 1998). Las especies capaces de utilizar una gran variedad de hábitats, en contraposición a las especialistas, son más propensas a utilizar y extraer recursos de paisajes alterados por la actividad humana (p.e., Laurance 1991; Bentley et al. 2000; Woodroffe 2000). Asimismo, los generalistas tróficos se ven menos afectados por la alteración y fragmentación del paisaje, ya que son

menos susceptibles a la variación en la disponibilidad de alimento que acompaña a ese proceso (Swihart et al. 2001).

La pérdida de hábitat es una de las principales causas del declive poblacional de muchas especies de felinos silvestres (Nowell y Jackson 1996). Sin embargo, la Familia Felidae está compuesta por especies con considerable variación ecológica y comportamental (Gittleman 1989), lo que determina que algunas especies sean más sensibles que otras a la alteración del hábitat producto de la actividad antrópica (Woodroffe 2000; Sunquist y Sunquist 2001). Dado que la gran mayoría de los estudios sobre ecología de felinos ha sido realizada en paisajes protegidos, el conocimiento sobre cómo las distintas especies responden a los cambios antrópicos en el patrón de paisaje es muy escaso (Sargeant et al. 1998; Crooks 2002). A raíz de ello, es difícil predecir las potenciales capacidades de adaptación de cada especie ante distintos tipos de disturbio. Este hecho toma particular importancia si se tiene en cuenta que la mayor parte de las áreas de distribución de las especies se encuentra fuera de las áreas protegidas [por ejemplo, sólo el 13% del rango potencial de distribución del leopardo (*Panthera pardus*) se encuentra en áreas protegidas (Mackinnon y Mackinnon 1986)].

La actividad ganadera modificó fuertemente los ambientes naturales debido al impacto del ganado y a las prácticas humanas asociadas a su manejo (ver siguiente apartado). Las especies silvestres que se adaptaron a las nuevas condiciones tuvieron que enfrentar la pérdida y degradación de grandes superficies de hábitat, el reemplazo de la vegetación natural por pasturas más adecuadas para el ganado, la introducción de nuevas especies (en ocasiones nuevos competidores, con nuevos patógenos asociados), la persecución del hombre (caza de subsistencia, comercial, de control o deportiva) y la interacción con otros animales domésticos (perros, gatos, aves de corral). La magnitud de ese cambio ha sido tal que el sector ganadero es actualmente considerado como uno de los mayores contribuyentes a los problemas ambientales más severos, tanto a escala local como global (Steinfeld et al. 2006). De hecho, ese sector es por lejos el mayor demandante de tierras para producción, las que actualmente equivalen al 26% de la superficie terrestre libre de hielo (Steinfeld et al. 2006). Cerca del 20% de las pasturas y campos de producción ganadera del mundo presenta algún grado de degradación, mayormente debido al sobrepastoreo, compactación y erosión devenida de la acción del ganado. Las tierras áridas y semiáridas, que representan el 73% de esos sistemas, se encuentran particularmente afectadas por esa tendencia, ya que el ganado es a menudo el único medio de vida para la gente habitante de esas áreas (Steinfeld et al. 2006).

Las proyecciones indican que la demanda global experimentará un crecimiento desde las 229 millones de toneladas en 1999/2001 hasta las 465 millones de toneladas en 2050 para los productos cárnicos y desde las 580 hasta las 1043 millones de toneladas en el mismo período para la leche, en

concordancia con el crecimiento poblacional en los países en desarrollo y la demanda asociada de esos productos (Steinfeld et al. 2006). Las proyecciones también indican que los países en desarrollo actuarían como los mayores proveedores de carne para este creciente mercado (de Haan 2001). Al mismo tiempo, la expansión de los cultivos hacia zonas más secas está forzando a los sistemas de producción pecuaria a desarrollarse en áreas aún más secas (Sere et al. 1995), tendencia que también se observa en la Argentina. Datos recientes ponen en evidencia un marcado cambio en los modos de producción de la ecorregión Pampeana, caracterizado por un aumento de la superficie dedicada a la agricultura (principalmente soja) en desmedro de la actividad ganadera (INDEC 2004). Este esquema provocó un desplazamiento de la actividad ganadera hacia zonas extrapampeanas, acompañado por el aumento de la precipitación media (de alrededor del 35%) en las zonas semiáridas aledañas (Bilenca y Miñarro 2004). Las provincias de La Pampa y San Luis han sido las más alcanzadas por esta tendencia, y la actividad ganadera en esos distritos se incrementó en más del 19% entre 1998 y 2002 (INDEC 2004). De continuar esta tendencia, es esperable que los problemas asociados a este cambio de prácticas se intensifiquen en la región semiárida central del país, con el consiguiente aumento de la presión sobre la fauna silvestre y su hábitat.

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO SOBRE EL HÁBITAT Y LA BIODIVERSIDAD

A pesar de que varios autores han demostrado los efectos negativos del pastoreo por ganado sobre la biodiversidad (p.e., Fleischner 1994; Edwards et al. 1996; Prins 2000), otros trabajos han hallado resultados ambiguos o contrarios a esa postura (p.e., Hayward et al. 1997; Milchunas et al. 1998; Stohlgren et al. 1999), por lo que este tópico es aún materia de controversia (p.e., Prins 1992; Mishra y Rawat 1998; Redford y Richter 1999; Homewood et al. 2001; Landsberg et al. 2002). Sin embargo, existe consenso en la necesidad de desarrollar sistemas de manejo ganadero sustentables y ecológicamente responsables (Curtin 1994; Vavra 2005).

En términos generales, la actividad ganadera reduce la densidad y biomasa de muchas especies vegetales, altera la heterogeneidad espacial y disminuye la productividad del hábitat (Kauffman y Pyke 2001). Esto modifica el ciclo de nutrientes, la erosión y compactación del suelo y el régimen de fuegos (Fleischner 1994; Belsky y Blumenthal 1997; Smit et al. 2001; Freilich et al. 2003). A través de estos efectos, el ganado simplifica la estructura vertical de la vegetación y reduce la disponibilidad de refugios (cobertura) y alimento (material vegetal) para la fauna silvestre. No obstante, la especie de herbívoro utilizada, la intensidad del pastoreo o el tipo de manejo empleado, entre otros factores, determinan fuertemente el grado de modificación que evidenciará un sistema (Bakker 1985; Jensen

1985; Andresen et al. 1990; van den Bos y Bakker 1990; Teague et al. 2004; Lunt et al. 2007). En general, existen diferencias entre el patrón de forrajeo del ganado vacuno, el ovino, el caprino y el equino, por lo que la vegetación es afectada de distinta manera según la especie presente (Adam 1990). Sin embargo, una misma especie puede comportarse de diferente manera de acuerdo al sistema en el que se encuentre forrajeando (Crawley 1983). Por ejemplo, mientras que Arnold (1964) halló que las ovejas fueron altamente selectivas en las praderas de Australia, Schwartz y Ellis (1981) encontraron que en la praderas de Norteamérica fueron mucho más generalistas que las vacas. Negi et al. (1993), al analizar las relaciones tróficas entre caballos, ovejas y cabras, observaron que éstas últimas fueron altamente “oportunistas”, comportándose selectivamente con alta oferta de forraje y en forma generalista ante una baja disponibilidad del mismo. Zhao et al. (2004) observaron que el sobrepastoreo por cabras en zonas áridas de Asia resultó en una disminución de la riqueza y biomasa vegetal, ya que las pasturas sin cabras y aquellas con pastoreo ligero tuvieron una diversidad de especies y producción de biomasa vegetal más altas que las pasturas con pastoreo moderado o sobreutilizadas. Este patrón es observado en sistemas áridos y semiáridos sometidos a ganadería y difiere del patrón observado en sistemas subhúmedos con larga historia de herbivoría, donde intensidades intermedias de pastoreo maximizan la riqueza de especies (Milchunas et al. 1988; Cingolani et al. 2005). Por otro lado, distintas especies de plantas pueden presentar respuestas numéricas diferenciales al pastoreo, aumentando o disminuyendo sus abundancias según la intensidad del mismo (Fensham et al. 1999; Bos et al. 2002; Stern et al. 2002; Cingolani et al. 2003). El reemplazo de gramíneas altas por gramíneas bajas y/o herbáceas con mayores tasas de crecimiento y mayor palatabilidad es común en pastizales húmedos o subhúmedos con pastoreo intenso (McNaughton 1984; Cingolani et al. 2003), lo que indicaría una estrategia de tolerancia en respuesta al pastoreo (Rosenthal y Kotanen 1994). Por el contrario, en sistemas pobres en agua o nutrientes, las especies poco palatables incrementan su abundancia con la intensidad de pastoreo, probablemente evitando la herbivoría a través de estrategias defensivas (Coley et al. 1985; Hobbie 1992).

La estructura de la vegetación está fuertemente asociada a la disponibilidad de recursos abióticos (Bertiller et al. 1995; Collantes et al. 1999) y la intensidad de pastoreo tiene importantes implicancias sobre la vegetación y el suelo. Altas cargas de ganado pueden transformar los estratos superficiales del suelo (Wood y Blackburn 1981; Posse et al. 2000) y disparar su erosión (Bertiller et al. 1995; Mwendera et al. 1997). La compactación del suelo tiene una influencia significativa sobre el crecimiento de la vegetación y la capacidad de regeneración de las plantas (Amrein et al. 2005; Bassett et al. 2005) y la pérdida de la cobertura vegetal usualmente contribuye al incremento de la compactación del suelo (p.e., Groves y Keller 1983; Hadden y Westbrooke 1996). Este ciclo se ve

intensificado por disturbios externos que compactan el suelo y afectan la cobertura vegetal, como el pastoreo intenso. Así, la acción del ganado puede amplificar, reducir o preservar la relación entre la vegetación y el ambiente físico (McNaughton 1984; Cingolani et al. 2003). En el primer caso, la herbivoría puede crear fuertes divergencias entre los distintos tipos de vegetación que de otra forma serían más homogéneos (Anchorena y Cingolani 2002). En otros casos, el pastoreo puede producir convergencia en la estructura de la vegetación entre los diferentes hábitats (Sala 1988; Milchunas et al. 1989; Fuhlendorf y Smeins 1999) o producir el reemplazo de determinadas especies, preservando las diferencias entre hábitats (Rice y Westoby 1978).

Estos efectos sobre la vegetación y el suelo tienen en general un impacto negativo sobre la diversidad y abundancia de pequeños mamíferos (Simonetti 1983; Maldonado Curti 1990; Wada et al. 1995; Hayward et al. 1997; Keesing 1998; Jones y Longland 1999; Eccard et al. 2000; Stanley y Knopf 2002; Jones et al. 2003b; Pia et al. 2003), aves (Stock et al. 1992; Gonnet 1998; Norris et al. 1998; Milesi et al. 2002; Laiolo et al. 2004; Martin y Possingham 2005) y otros vertebrados (Vitt y Ohmart 1974; Jones 1981; Read 2002) e invertebrados (Andresen et al. 1990; Meyer et al. 1995). Distintos estudios mostraron que estos efectos están más relacionados con la disminución de la complejidad estructural de la vegetación que con el cambio en la composición de especies, tanto en pequeños mamíferos (p.e., Bennett 1993; Haering y Fox 1995; Monjeau et al. 1998; Vernes 2003; Monamy y Fox 2005) como en aves (Grover y Slater 1994; Catterall et al. 1998; Vesk y MacNally 2006) y reptiles (Webb y Shine 2000; Garden et al. 2007). Sin embargo, las respuestas de la fauna ante el disturbio ganadero no es unidireccional para todos los vertebrados. Por ejemplo, Karmiris y Nastis (2007) observaron que las pasturas con intensidad de pastoreo leve fueron menos preferidas por la liebre europea (*Lepus europaeus*) que las pasturas con intensidad de pastoreo moderada, en tanto que los sitios sin pastoreo fueron utilizados menos intensamente que los sitios con pastoreo. Estos autores sugirieron que la fuerza impulsora detrás de la selección de pasturas por parte de este herbívoro no sería el recurso forrajero sino la posibilidad de optimizar la detección de depredadores por el aumento de la visibilidad tras la reducción de la cobertura vegetal. En la misma línea, Read (2002) observó mayor abundancia del reptil *Ctenophorus nuchalis* en sitios sometidos a ganadería que en sitios no pastoreados, y atribuyó esas diferencias a la preferencia de esta especie por sitios abiertos y fuertemente expuestos. Como una situación intermedia, Fehmi et al. (2005) no observaron diferencias ni en la abundancia ni en la distribución espacial de las madrigueras de la ardilla terrestre de California (*Spermophilus beecheyii*) entre áreas con y sin pastoreo en diferentes hábitats, en tanto que Read (2002) no observó respuestas numéricas por parte de varias especies de reptiles a un régimen de pastoreo intensivo en Australia. Otras consecuencias de la actividad ganadera pueden incluir, por

ejemplo, la disminución del peso y del tamaño corporal en pequeños mamíferos (Keesing 1998; Tabeni y Ojeda 2005) y la disminución del tamaño de camada en aves (Sutter y Ritchison 2005).

Patrones diferenciales de respuesta al pastoreo también fueron observados en zonas áridas y semiáridas de la Argentina. Por ejemplo, Tabeni y Ojeda (2005) registraron una mayor diversidad específica de pequeños mamíferos en parches de jarillal sometidos a pastoreo que en parches sin pastoreo por ganado, aunque la riqueza de especies fue similar entre ambas áreas. Estos autores observaron que la respuesta de cuatro especies de roedores sigmodontinos fue dependiente de la complejidad de los parches de hábitat. Por un lado, *Akodon molinae* mostró una disminución en su abundancia en parches con ganadería, mientras que *Eligmodontia typus* incrementó su abundancia en los parches bajo ese disturbio. En contraposición, tanto *Graomys griseoflavus* como *Calomys musculus* no mostraron respuestas numéricas (Tabeni y Ojeda 2005). También en el Monte mendocino, Corbalán et al. (2006) observaron que un área protegida ofreció mayor calidad de hábitat para micromamíferos que áreas pastoreadas contiguas, fundamentalmente para *A. molinae* y *G. griseoflavus*. A escala local, estos autores hallaron que *A. molinae* y *C. musculus* mostraron mayor fitness en los hábitats con mayor complejidad, mientras que para *E. typus* los parches más simples y abiertos fueron óptimos para su supervivencia y reproducción. Por su parte, Pia et al. (2003) estudiaron los efectos de la ganadería sobre la densidad de pequeños mamíferos y liebres en la estepa de la Pampa de Achala (Córdoba) y hallaron reducciones significativas en las áreas ganaderas tanto para roedores cricétidos (*Akodon boliviensis* y *Oxymycterus paramensis*) como para micromamíferos fosoriales (*Ctenomys* sp.), mientras que las liebres no evidenciaron diferencias entre sitios.

La respuesta de los carnívoros al manejo ganadero fue pobremente estudiada en ambientes áridos y semiáridos. Recientes estudios en savanas áridas de Africa mostraron que poblaciones de carnívoros pequeños y medianos estarían declinando a causa de los cambios en la estructura del paisaje inducidos por el pastoreo (Blaum et al. 2007a, c, d). Sin embargo, dado que los carnívoros suelen ser perseguidos en campos de producción por ser considerados depredadores de ganado (p.e., Treves y Karanth 2003; Berger 2006; Inskip y Zimmermann 2009), tanto los efectos directos del control de depredadores como los indirectos debidos al pastoreo pueden actuar en forma aditiva y afectar la abundancia local de los carnívoros. Blaum et al. (2009) analizaron la sensibilidad relativa de doce especies de carnívoros pequeños y medianos al manejo ganadero en el sur de Africa, y observaron que la carga ganadera fue la variable que mejor explicó la abundancia local de carnívoros (la abundancia de todas las especies fue menor en campos con alta carga ganadera). Sin embargo, observaron que las abundancias de algunas especies sujetas a caza de control (*Felis silvestris lybica*, *Canis mesomelas*, *Caracal caracal*) estuvieron también fuertemente influidas por el grado de control de depredadores

realizado por los pobladores rurales.

Considerando ambos efectos en forma conjunta, Blaum et al. (2009) observaron dos patrones distintos de respuesta numérica por parte de carnívoros en campos con pastoreo. Por un lado, un grupo de especies (*Felis silvestris lybica*, *F. nigripes*, *Vulpes chama* y *Galerella sanguinea*) que mostró una relación lineal entre su abundancia y la intensidad de pastoreo. Por el otro, un grupo de especies (*Cynictis penicillata*, *Ictonyx striatus*, *Genetta genetta*, *Otocyon megalotis* y *Suricata suricatta*) que, a bajas intensidades de pastoreo, incrementó su abundancia a medida que se incrementó la intensidad de pastoreo, pero que luego comenzó a declinar fuertemente tras alcanzar un máximo a intensidades de pastoreo intermedias cercanas a las 3,5 cabezas/100 ha. Ese valor representaría un umbral que reflejaría la disminución en la disponibilidad de presas a raíz de la arbustificación de la savana propiciada por la acción del ganado (Blaum et al. 2007b, d). Así, Blaum y Wichmann (2007) y Blaum et al. (2007a) observaron que los pequeños roedores estuvieron ausentes en áreas donde la cobertura de arbustos se incrementó >25% como consecuencia del pastoreo, lo que ocurre a densidades de ganado cercanas a las 5 cabezas/100 ha. De igual forma, la abundancia de ortópteros, termitas y escarabajos (presas de muchas especies de carnívoros) experimentaron disminuciones de hasta el 95% en áreas arbustificadas por pastoreo (Blaum et al. 2007c). Bajas intensidades de pastoreo brindarían una cobertura de arbustos beneficiosa como refugio, lo que incrementaría la abundancia de los carnívoros pequeños y medianos, pero mayores intensidades de pastoreo disminuirían la abundancia de presas por el aumento de la arbustificación, con la consiguiente declinación en la abundancia de los depredadores (Blaum et al. 2007b, d).

DISTURBIOS ASOCIADOS AL MANEJO GANADERO

El manejo del fuego es una práctica usualmente asociada a la actividad ganadera, ya que permite reducir la biomasa vegetal poco palatable para el ganado y aumentar la superficie para el rebrote de pastos más tiernos. Entre los efectos negativos del fuego sobre los vertebrados silvestres se destacan la reducción de los números poblaciones a través de la mortalidad directa (White 1992; Friend 1993) y la reducción de la disponibilidad de alimento y refugio (Leonard 1974; Masters 1993; Luo y Fox 1995; Sutherland y Dickman 1999). Esta disminución de los recursos y el incremento en el riesgo de depredación puede implicar una reducción en el fitness de las especies presa, lo que puede traducirse a escala poblacional en la reducción del potencial reproductivo y de la tasa de supervivencia (Sutherland y Dickman 1999). Ojeda (1989) estudió los efectos del fuego sobre los pequeños mamíferos en la porción mendocina del Monte, observando una disminución en la riqueza específica y

en la abundancia relativa en respuesta a esa perturbación. En el nivel específico, *G. griseoflavus*, *C. musculus* y *A. molinae* mostraron afinidad por los hábitats estructuralmente más complejos (sin fuego), disminuyendo significativamente la abundancia de las dos primeras en los sitios perturbados. Por el contrario, *Eligmodontia typus* incrementó su abundancia y se convirtió en dominante en los sitios perturbados, mientras que *Thylamys pusilla*, que se comportó como hábitat-generalista, incrementó su abundancia inmediatamente después del disturbio para desaparecer poco después de los sitios afectados (Ojeda 1989).

Otra amenaza indirecta del manejo ganadero fue introducida en los ambientes con el avance de la frontera agrícola-ganadera. Como consecuencia de la expansión de las áreas destinadas a la producción también se incrementó la superficie de contacto entre las especies silvestres y las domésticas, generándose nuevos factores de riesgo para las primeras. Los perros domésticos pueden alterar el patrón de uso de hábitat por la fauna silvestre (Lenth et al. 2008) y, cuando son utilizados como animales de caza, su impacto sobre la fauna puede ser alto, incluso sobre especies no buscadas por los cazadores (Koster 2008). Por otro lado, los carnívoros silvestres son susceptibles a muchos de los patógenos portados por perros y gatos domésticos (Deem et al. 2001; Cleaveland et al. 2007) y algunos de estos patógenos han causado epidemias y declives poblacionales severos en especies silvestres (Funk et al. 2001). Por ejemplo, gatos domésticos diseminaron el virus de la leucemia felina en poblaciones de puma en Norteamérica e infectaron poblaciones de la subespecie amenazada de la Florida (*Puma concolor coryi*) con panleucopenia e inmunodeficiencia felina (Roelke et al. 1993). Una causa importante de muerte en perros salvajes africanos (*Lycaon pictus*) y leones (*Panthera leo*) fue una infección con el virus del moquillo canino transmitido por perros domésticos (Roelke-Parker et al. 1996). Estudios realizados en distintas zonas de Sudamérica demostraron alta seroprevalencia de varias enfermedades infecciosas (como moquillo y parvovirus canino) en perros y gatos domésticos mantenidos en caseríos y campos ganaderos, lo que representaría un riesgo potencial para los carnívoros silvestres (Fiorello et al. 2004; Wippich Whiteman et al. 2007).

Finalmente, Freilich et al. (2003) puntualizaron otros cinco impactos del manejo ganadero independientes de aquellos causados por el pastoreo. En primer término, el surgimiento de “animales problema”, grupo en el que se incluye a las especies depredadoras de ganado (p.e., *Pseudalopex culpaeus* [Travaini et al. 2000]) y aquellas consideradas competidoras con el ganado por el forraje (p.e., *Rhea americana* [Martella et al. 1996]) o perjudiciales para las pasturas o el suelo (p.e., *Lagostomus maximus* [Llanos y Crespo 1952]). Segundo, la fragmentación del paisaje por alambrados y caminos, que resultó en un mosaico de zonas con distinto manejo y estado de la vegetación. Pese a que los alambrados en general no impiden el movimiento de las especies silvestres, son una fuente de

mortalidad adicional para algunos ungulados y aves grandes (como *Lama guanicoe* y *Rhea americana*, J. Pereira, obs. pers.). Los caminos también provocan gran mortalidad de fauna (Hobbs y Huenneke 1992) e interfieren en los patrones de movimiento de los individuos (Diffendorfer et al. 1995). Tercero, la introducción de pasturas exóticas es una práctica común para los manejadores de ganado, quienes intentan mejorar el valor alimenticio de los campos para mejorar los rendimientos. Esta visión, basada exclusivamente en la productividad económica, hace de la preservación de la vegetación nativa un hecho provisional, acompañado cuando incrementa los beneficios económicos y contrarrestado cuando no. Estas prácticas incrementan año a año la superficie de tierras infestadas por especies exóticas (Baker 1986). Sumado a esto, los herbicidas utilizados para tratar las pasturas afectan un gran rango de especies silvestres (Sheley y Petroff 1999; Tu et al. 2001). Cuarto, el fuego es un proceso clave en muchos ecosistemas (Pyne 1997), pero la frecuencia de fuegos naturales en campos ganaderos es difícilmente mantenida. Asimismo, la alteración de los regímenes de fuego puede verse exacerbada por la introducción de especies exóticas, como el caso de *Bromus tectorum*, que afecta la propagación del fuego entre los arbustos y promueve la presencia de fuegos más intensos y sobre mayores superficies que las esperables en condiciones naturales (Young y Allen 1997). Finalmente, la necesidad de proveer agua para el ganado y para la irrigación de las pasturas afecta las fuentes naturales de agua y las áreas ribereñas. La biota de pequeños arroyos y lagos es negativamente impactada por la congregación del ganado en sus bordes, y la irrigación ha convertido cuerpos naturales de agua y pequeños humedales en barreales (Buckhouse et al. 1981; Belsky et al. 1999). Los impactos sobre las áreas ribereñas pueden ser persistentes, y trabajos recientes han demostrado que los efectos del mal manejo en el pasado pueden complicar significativamente las posibilidades de restauración (Harding et al. 1998).

EL GATO MONTÉS *LEOPARDUS GEOFFROYI* (D'ORBIGNY ET GERVAIS 1844)

La primera descripción del gato montés (Figura 1.1) fue hecha por el naturalista aragonés Félix de Azara, quien en 1802, bajo el nombre de “mbaracayá”, refirió a una hembra de esta especie cazada “junto a la frontera del Brasil, a los 32° de latitud” (actualmente Dpto. Cerro Largo, República Oriental del Uruguay; Cabrera 1961). Dado que los autores contemporáneos de Azara sólo conocían los animales por él descubiertos a través de sus ensayos, en los que el “gato montés” no aparecía como distinto del “gato onza”, dicha descripción pasó inadvertida hasta unas cuatro décadas más tarde, cuando fue “descubierto” para la ciencia por D'Orbigny y Gervais. Así, “*Felis geoffroyi*” fue erigido en 1844 en base a tres ejemplares obtenidos en “des rives du Rio Negro, en Patagonie [orillas del Río Negro, en Patagonia]”. Según Cabrera (1961), esos ejemplares habrían sido obtenidos “en el bajo río

Negro, en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires”. La etimología del nombre alude al naturalista francés D’Etienne Geoffroy Saint-Hilaire (Braun y Mares 1995).



Figura 1.1. Ejemplares adultos de gato montés (*Leopardus geoffroyi*)

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA Y HÁBITAT. Típico de áreas subtropicales y templadas, el gato montes se distribuye desde el centro de Bolivia, Paraguay y el sur del Brasil hasta el Estrecho de Magallanes en el extremo sur de Argentina y Chile (Figura 1.2). A lo largo de esa área, que se extiende en latitud aprox. desde los 13°S hasta los 52°45´O, ocupa una gran variedad de hábitats que van desde los bosques y matorrales deciduos del Gran Chaco hasta la estepa semiárida de la Patagonia, pasando por humedales, selvas en galería, pastizales y arbustales, desde el nivel del mar hasta los 3.300 msnm (Ximenez 1975; Nowell y Jackson 1996). En la Argentina habita las provincias de Buenos Aires, Catamarca, Córdoba, Corrientes, Chaco, Chubut, Entre Ríos, Formosa, Jujuy, La Pampa, La Rioja, Mendoza, Neuquén, Río Negro, Salta, San Juan, San Luis, Santa Cruz, Santa Fe, Santiago del Estero y Tucumán (Perovic y Pereira 2006); esta amplia distribución se refleja en su presencia en 13 de las 18 Ecorregiones descritas para el país (según Burkart et al. 1999): Campos y Malezales, Chaco Húmedo, Chaco Seco, Delta e Islas del Paraná, Espinal, Estepa Patagónica, Esteros del Iberá, Monte de Llanuras y Mesetas, Monte de Sierras y Bolsones, Pampa, Puna, Bosques Patagónicos y Yungas (Perovic y Pereira 2006).



Figura 1.2. Distribución aproximada del gato montés (según Nowell y Jackson 1996)

Su distribución solapa en distinto grado con la de las restantes nueve especies de felinos presentes en Sudamérica (se sigue en este trabajo el arreglo taxonómico y nomenclatorial propuesto por Johnson et al. 2006). Este hecho alcanza mayor magnitud con el gato de los pajonales (*Leopardus colocolo*) y el puma (*Puma concolor*), especies que solapan más del 70% del área de distribución del gato montés, y en menor medida con el yaguarundí (*Puma yagouaroundi*), ausente desde el norte de la Patagonia hacia el sur y en vastos sectores áridos y semiáridos del oeste argentino (Nowell y Jackson 1996; Perovic y Pereira 2006). Es simpátrico también con el ocelote (*Leopardus pardalis*), el tirica (*Leopardus tigrinus*), el margay (*Leopardus wiedii*) y el yaguareté (*Panthera onca*) en sectores de bosque seco del norte argentino, Bolivia, Paraguay y Brasil (Jayat et al. 1999; Cuellar et al. 2006; Arispe et al. 2007; Eizirik et al. 2006). Informes recientes indicarían además su coexistencia con el huiña (*Leopardus guigna*) en sectores del bosque cordillerano patagónico (Lucherini et al. 2002) y probablemente con el gato andino (*Leopardus jacobita*) en estepas del sur de Mendoza y Neuquén (Sorli et al. 2006; Di Martino et al. 2008).

CARACTERÍSTICAS CORPORALES Y MORFOMETRÍA. Es un gato pequeño, similar a un gato doméstico pintado, con cuerpo robusto y pelaje corto y áspero. Dorsalmente el fondo es color bayo o leonado grisáceo, más pálido en los costados, y blanquecino o casi crema en lo ventral. Sobre esta coloración básica se disponen numerosas manchas redondeadas o elípticas de color negro, de entre 15-20 mm de diámetro, que tienden a agruparse en la zona dorsal y que se transforman en líneas negras (de tres a siete) en la zona dorsal y lateral del cuello, bandas transversales en la cara externa de las patas y anillos completos o incompletos en la cola. Tanto el aspecto externo como el tamaño y la coloración de este felino muestran una gran variabilidad geográfica; en el sur los individuos evidencian mayor tamaño corporal y coloración más pálida, en el norte presentan el pelaje más oscuro y en el oeste manchas más chicas y el menor tamaño corporal (Ximenez 1975). Son frecuentes los ejemplares melánicos en el este de la Argentina (Massoia 1978; Pereira et al. 2005), Uruguay (González 2001), Paraguay (D. M. Brooks, in litt.) y sur de Brasil (Mazim et al. 2004), siendo incluso en algunas zonas (como en el delta e islas del Paraná) más comunes los ejemplares negros que los pintados (Pereira et al. 2003). Por el contrario, en el oeste de su distribución la frecuencia de melanismo parece ser muy baja o incluso nula (p.e., en La Pampa no se ha reportado nunca un ejemplar melánico; J. Pereira, datos no publicados). La especie presenta un marcado dimorfismo sexual; los machos poseen mayor peso y tamaño corporal que las hembras (Ximenez 1975).

Lucherini et al. (2006) estudiaron la variación en el peso corporal de la especie a lo largo de su área de distribución, registrando una masa corporal promedio de $4,26 \pm 1,03$ kg. Observaron además un dimorfismo sexual promedio en la masa corporal de 1,34, con variaciones de entre 1,19-1,21 en Uruguay y Chile meridional, respectivamente, hasta 1,76 en la Pampa septentrional argentina. En contraposición a lo señalado por Ximenez (1975), estos autores no hallaron una correlación positiva entre la masa corporal y la latitud (los individuos más grandes no se encontrarían en las regiones más meridionales de la distribución geográfica) y propusieron que sus hallazgos apoyarían un escenario de selección sexual para el dimorfismo entre sexos en el tamaño observado en este felino.

A nivel poblacional, Pereira y Rojo (2007) estudiaron los parámetros morfométricos externos y craneométricos estándares de una población de *L. geoffroyi* en el centro de la provincia de La Pampa. Estos autores observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre machos ($n = 18$) y hembras ($n = 14$) tanto en el peso corporal (3,93 vs. 2,82 kg) como en la longitud total (920,4 vs. 837,4 mm), la longitud de la cola (326,2 vs. 303,1 mm), la longitud de la oreja (48,2 vs. 44,7 mm), la longitud de la pata posterior (117,6 vs. 111,7 mm) y la circunferencia del cuello (207,9 vs. 189,2 mm). En cuanto a los parámetros craneométricos, observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre machos ($n = 3$) y hembras ($n = 7$) en 13 caracteres cuantitativos (longitud total del cráneo, longitud condilobasal,

longitud lateral del hocico, ancho de los nasales, ancho rostral a la altura de los caninos, ancho zigomático a la altura del 4to. premolar, longitud del paladar, longitud orbital, altura orbital, distancia entre el canino y el 4to. premolar superior, longitud del canino, longitud del 4to. premolar superior y longitud de la mandíbula).

TAXONOMÍA Y RELACIONES FILOGENÉTICAS. Las especies modernas de felinos son el resultado de eventos de divergencia y especiación relativamente recientes (< 11 millones de años) que, si bien dieron lugar a la aparición de un grupo de depredadores altamente exitoso, también dificultaron su clasificación taxonómica desde que Linnaeus erigió en 1758 el género *Felis* (Bininda Emonds et al. 1999; Mattern y McLennan 2000; Johnson et al. 2006). Pese a que la especie fue incluida en distintos géneros desde su descripción (*Felis*, *Oncifelis*), su inclusión actual en el género *Leopardus* es ampliamente aceptada (Johnson et al. 2006, UICN 2008).

El gato montés pertenece al linaje del ocelote, un grupo monofilético compuesto por siete especies Neotropicales (*L. pardalis*, *L. wiedii*, *L. jacobita*, *L. colocolo*, *L. geoffroyi*, *L. guigna* y *L. tigrinus*) surgido por la radiación de formas en Sudamérica que comenzó a diferenciarse del resto de las especies de felinos modernos hace unos 8 millones de años. La diferenciación posterior entre las distintas especies del grupo se habría visto favorecida por el cierre del istmo de Panamá, hace unos 2.9 millones de años, y el intercambio faunístico con Sudamérica (Bininda Emonds et al. 1999; Johnson et al. 2006). Distintos arreglos filogenéticos apoyan la existencia de una estrecha relación entre *L. geoffroyi* y *L. guigna*, y sugerirían que se trata de especies hermanas (Johnson y O'Brien 1997; Mattern y McLennan 2000; Johnson et al. 2006).

Con base en la morfología y la coloración, y siguiendo parcialmente el arreglo taxonómico propuesto por Cabrera (1961), Ximenez (1973) reconoció cuatro subespecies de gato montés: *L. g. geoffroyi* (D'Orbigny y Gervais, 1844), desde el centro de la Argentina hacia el sur; *L. g. euxanthus* (Pocock, 1940), la más norteña, ocupando desde el centro de Bolivia hasta el noroeste de la Argentina y posiblemente el extremo oeste del Paraguay; *L. g. salinarum* (Thomas, 1903), presente en el noroeste y centro-norte de la Argentina; y *L. g. paraguayae* (Pocock, 1940), desde el norte del Paraguay y sur del Brasil hasta el sur de la Mesopotamia argentina, incluido todo el Uruguay. Si bien las cuatro formas fueron debidamente sustentadas por Ximenez (1973), la escasa información y material disponible impidieron a este autor reconocer con precisión los límites o zonas de intergradación entre las distintas subespecies. Este hecho podría haber originado las diferencias con Cabrera (1961) en cuanto a las distribuciones de algunas de las subespecies, ya que este autor incluye a las formas existentes en Uruguay y Brasil dentro de *L. g. geoffroyi* e incluye sólo en *L. g. paraguayae* a las formas que habitan la

zona chaqueña de la Argentina y el Paraguay. La existencia de una quinta subespecie (*L. g. leucobaptus*), descrita por Pocock (1940) y considerada válida por Cabrera (1961), fue sinonimizada por Ximenez (1973) con *L. g. geoffroyi* debido principalmente a su estrecha similitud craneana.

Estudios recientes de craneometría (Rojo y García Perea, no publicado) y morfometría geométrica (J. Rojo, com. pers.) apoyan el arreglo taxonómico propuesto por Ximenez (1975), al tiempo que evidencian la similitud entre *L. g. geoffroyi* y *L. g. paraguayae*. Por el contrario, a partir de genética molecular, Johnson et al. (1999) no hallaron un patrón biogeográfico definido para la especie y sugirieron que sus núcleos poblacionales se desarrollaron evolutivamente como una gran población panmítica, sin barreras significativas al flujo génico. Este patrón habría sido el resultado de la gran plasticidad en el uso de hábitat que muestra este felino, característica que haría que su dispersión se vea menos afectada por cambios ecológicos que en otras especies más selectivas de hábitat.

ESTATUS ACTUAL Y PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN. El gato montés es la especie de felino más abundante en la Argentina (Parera 2002), el Uruguay (González 2001) y el Chaco Paraguayo (D. M. Brooks, *in litt.*), la más común en Rio Grande do Sul (el único Estado del Brasil en el que está presente; Indrusiak y Eizirik 2003), y la segunda especie más abundante en Bolivia, después del ocelote (Cuellar et al. 2006). Si bien en la actualidad no presentaría problemas de conservación que pongan en peligro su supervivencia en el corto plazo, la carencia de información sobre muchos aspectos de su historia de vida y el fuerte deterioro de su hábitat por causa de la actividad antrópica llevaron recientemente a la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a promover a este carnívoro desde la categoría de “Preocupación menor” a “Cercano a la amenaza” (Nowell 2002). Esta categorización se ve reflejada en el estatus que ostenta en varios de los países que habita (p.e., “Potencialmente vulnerable” en Argentina, “En peligro” en Bolivia y Chile, “Cercano a la amenaza” en Brasil y “Susceptible” en Uruguay) y en el hecho de estar oficialmente protegido a lo largo de toda su área de distribución (Nowell y Jackson 1996). Sin embargo, en la mayoría de las áreas rurales continúa siendo objeto de una intensa presión de caza por parte de habitantes rurales, ya sea por el supuesto daño que ocasiona sobre aves de corral (González 2001; Pereira et al. 2005), para consumo de su carne (Richard et al. 1996; Bolkovic 1999; Richard y Juliá 2000) o para la utilización de su piel (Richard et al. 1996; Bolkovic 1999; Richard y Juliá 2000; Vilela et al. 2009). También está sujeto a altas tasas de atropellamiento en rutas y caminos secundarios (Zamero et al. 2004).

Recientemente se ha detectado un nuevo factor de riesgo derivado del contacto entre este gato silvestre y carnívoros domésticos. Beldoménico et al. (2005) registraron la presencia de parásitos típicos de gatos domésticos (p.e., *Toxocara cati* y *Ancylostoma tubaeforme*) en gatos monteses de La

Pampa, en tanto que Uhart et al. (2004) hallaron evidencias de enfermedades infecciosas compartidas con carnívoros domésticos (p.e., calicivirus felino, toxoplasmosis, moquillo canino, peritonitis infecciosa felina) en gatos monteses de Buenos Aires y La Pampa. Por el contrario, Fiorello et al. (2006) no hallaron en el Chaco boliviano evidencias para aseverar que los gatos monteses y otros carnívoros silvestres viviendo en cercanías de asentamientos humanos estuvieran más parasitados que aquellos viviendo en ambientes prístinos, aunque no descartaron que formas parasitarias de transmisión directa halladas en el gato montés, como *Capillaria aerophila*, sean compartidas con carnívoros domésticos. Si bien las enfermedades infecciosas son cada vez más reconocidas como una amenaza a la conservación de los carnívoros silvestres (Funk et al. 2001), los escasos estudios realizados sobre este tópico en el gato montés no permiten evaluar con claridad la magnitud de esta problemática.

Otro problema poco explorado en el país y que afecta a este depredador tiene que ver con la pérdida de pureza genética, fundamentalmente por el cruzamiento con el gato doméstico. La ocurrencia de hibridación entre estas dos especies ha sido bien documentada (Sunquist y Sunquist 2002) y es un hecho comúnmente sugerido por pobladores rurales a lo largo de la distribución de este felino (J. Pereira, datos no publicados). También la hibridación entre el gato montés y otras especies de felinos silvestres ha sido informada. Trigo et al. (2008) demostraron la existencia de híbridos con el tigrillo en una pequeña franja longitudinal del sudeste de Brasil. La carencia de estudios al respecto impide determinar los factores que contribuyen a que las especies se crucen, cuál es el impacto a largo plazo sobre sus poblaciones y hasta qué punto este hecho puede implicar un problema de conservación para estos carnívoros.

Entre las décadas del 60 y el 80', el gato montés fue una de las especies de felinos más comercializada en el mercado peletero internacional, alcanzando volúmenes de hasta 350 mil pieles solamente exportadas desde la Argentina entre 1976-1979 (Mares y Ojeda 1984). Posteriormente su comercio comenzó a disminuir, aunque aún a principios de los 80' sus pieles continuaban siendo las más comercializadas legalmente en el mercado mundial (p.e., 145 mil en 1980; McMahan 1986). Por otro lado, a esas cantidades deben sumarse las derivadas del comercio ilegal, que habría tenido lugar en todos los países donde la especie habita (Iriarte et al. 1997) y cuya cuantificación es prácticamente imposible. Debido al apreciable declive en su abundancia producto de los altos niveles de extracción, en 1992 el gato montés fue incluido en el Apéndice I de la Convención CITES, estableciéndose la prohibición total de su comercialización. Se desconoce si la fuerte reducción en su abundancia puede haber tenido algún efecto secundario sobre sus poblaciones (p.e., cuellos de botella genéticos, extinciones locales por estocasticidad demográfica, etc.).

En la actualidad es un carnívoro común en vastos sectores de su área de distribución y frecuente todo tipo de hábitats, pudiendo observarse en ambientes modificados, campos ganaderos, cultivos o alrededores de puestos y caseríos (Areskoug 2001; Eizirik et al. 2006; Perovic y Pereira 2006; Castillo et al. 2008). Es por ello que se ha sugerido (*in litt.*) que puede adaptarse más fácilmente a la presencia humana que otros gatos silvestres, sacando provecho incluso de la eliminación de las especies con las que compite. Sin embargo, el escaso caudal de información existente sobre su historia natural y el hecho de que la mayoría de los estudios hayan sido llevados a cabo en áreas protegidas impide evaluar con bases científicas esta hipótesis. De hecho, la alteración severa de su hábitat probablemente haya provocado la extinción local de algunas de sus poblaciones (Manfredi et al. 2006).

Dado que la mayor parte de la distribución del gato montés se encuentra en la Argentina, el esfuerzo de estudio sobre esta especie en el país puede contribuir sustancialmente a su conocimiento y conservación a nivel global. Valorar empíricamente la forma en que éste felino se ajusta a las nuevas condiciones del hábitat constituye un paso fundamental para promover su conservación y predecir los efectos que un eventual cambio en las prácticas actuales de uso de la tierra tendría sobre sus poblaciones.

OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

El Objetivo general de la presente tesis fue evaluar el efecto del manejo ganadero y sus disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en la Ecorregión del Monte, La Pampa, Argentina central. Para ello se consideraron dos subpoblaciones de gato montés, una localizada en campos ganaderos y otra en un área protegida aledaña, considerada como un control geográfico (el Parque Nacional Lihué Calel), y se hizo hincapié en un estudio comparativo de los parámetros estudiados entre áreas. Dado que las características topográficas y la vegetación son similares en ambos sitios, se asumió que cualquier diferencia entre sitios en los parámetros estudiados fue producto del manejo ganadero y sus disturbios asociados.

Presentado el marco de referencia general de la tesis, en el **CAPÍTULO DOS** se describe el área de estudio, con base en un enfoque comparativo entre las características de los campos ganaderos y el Parque Nacional Lihué Calel, y en el **CAPÍTULO TRES** se evalúan los efectos del manejo ganadero y sus disturbios asociados sobre la abundancia de las principales presas del gato montés. En los dos capítulos siguientes se hace hincapié en los efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre aspectos de la ecología del gato montés. El **CAPÍTULO CUATRO** aborda los efectos sobre la ecología trófica, explorando la forma en que este disturbio afecta la composición estacional de su dieta y su patrón de

selección de presas. Para ello se analiza la composición de las heces de este felino en ambos sitios, en forma estacional y a lo largo de un año, y se estudian aspectos del nicho trófico. En el **CAPÍTULO CINCO** se evalúan los efectos sobre la ecología espacial, examinando cómo este disturbio repercute en el tamaño del área de acción, los movimientos diarios y el patrón de uso y selección de hábitat por parte de este felino. Para ello se equiparon gatos monteses con radiocollar en ambos sitios y se los monitoreó a través de radiotelemetría.

Los dos capítulos siguientes hacen hincapié en los efectos del manejo ganadero sobre aspectos demográficos del gato montés. En el **CAPÍTULO SEIS** se estudian los efectos sobre su abundancia poblacional, a través de muestreos con trampas cámara y análisis de captura recaptura. Asimismo, se estudia la proporción de sexos en ambas poblaciones y se evalúan los efectos del manejo ganadero sobre este parámetro. En el **CAPÍTULO SIETE** se estudian los efectos sobre la supervivencia, reproducción y emigración del gato montés, en base a ejemplares monitoreados por radiotelemetría, relevamientos de campo y encuestas a pobladores rurales. Finalmente, en el **CAPÍTULO OCHO** se integra la información procesada en los capítulos anteriores y se propone un mecanismo para explicar la dinámica de la población estudiada a nivel de paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAM, P. 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- AMREIN, D., H. RUSTERHOLZ Y B. BAUR. 2005. Disturbance of suburban *Fagus* forests by recreational activities: effects on soil characteristics, above-ground vegetation and seed bank. *Applied Vegetation Science* 8:175–182
- ANCHORENA, J. Y A. CINGOLANI. 2002. Identifying habitat types in a disturbed area of the forest-steppe ecotone of Patagonia. *Plant Ecology* 158:97–112
- ANDRESEN, H., J. BAKKER, M. BRONGERS, B. HEYDEMANN Y U. IRMLER. 1990. Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Vegetatio* 89:137–148
- ARCESE, P. Y R. SINCLAIR. 1997. The role of protected areas as ecological baselines. *Journal of Wildlife Management* 61:587–602
- ARESKOUG, V. 2001. Utilisation of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBMs Skriftserie* 3:25–38
- ARISPE, R., D. RUMIZ Y A. NOSS. 2007. Six species of cats registered by camera trap surveys of Tropical dry forest in Bolivia. *Cat News* 46:36–38
- ARNOLD, G. 1964. Some principles in the investigation of selective grazing, *Proceedings of the Australian Society of Animal Production* 5:258–271
- BAKER, J. 1986. Patterns of plant invasions in North America. Pp. 44–57 en: MOONEY, H. Y J. DRAKE (Eds.). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, NY.

- BAKKER, J. 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations, and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62:391–398
- BASSETT, I., R. SIMCOCK Y N. MITCHELL. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30:827–833
- BELDOMÉNICO, P., M. KINSELLA, M. UHART, G. GUTIERREZ, J. PEREIRA, ET AL. 2005. Helminths of Geoffroy's cat from the Monte desert, central Argentina. *Acta Parasitologica* 50:263–266
- BELSKY, A. Y D. BLUMENTHAL. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forest of the interior west. *Conservation Biology* 11:315–327
- BELSKY, A., A. MATZKE Y S. USELMAN. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54:419–431
- BENNETT, A. 1993. Microhabitat use by the long-nosed potoroo (*Potorous tridactylus*) and other small mammals in remnant forest vegetation of Victoria. *Wildlife Research* 20:267–285
- BENTLEY, J., C. CATTERALL Y G. SMITH. 2000. Effects of fragmentation of Araucarian vine forest on small mammals communities. *Conservation Biology* 14:1075–1087
- BERGER, K. 2006. Carnivore-livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology* 20:751–761
- BERTILLER, M., N. ELISSALDE, C. ROSTAGNO Y G. DEFOSSÉ. 1995. Environmental patterns and plant distribution along a precipitation gradient in western Patagonia. *Journal of Arid Environment* 29:85–97
- BILENCA, D. Y F. MIÑARRO. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 323 pp.
- BININDA EMONDS, O., J. GITTLEMAN Y A. PURVIS. 1999. Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). *Biological Reviews* 74:143–175
- BLAUM, N. Y M. WICHMANN. 2007. Short-term transformation of matrix into hospitable habitat facilitates gene flow and mitigates fragmentation. *Journal of Animal Ecology* 76:1116–1127
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH, G. FLEISSNER Y F. JELTSCH. 2007A. The conflicting importance of shrubby landscape structures for the reproductive success of the yellow mongoose (*Cynictis penicillata*). *Journal of Mammalogy* 88:194–200
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH Y F. JELTSCH. 2007B. Land use affects rodent communities in Kalahari savannah rangelands. *African Journal of Ecology* 45:189–195
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH, A. POPP Y F. JELTSCH. 2007C. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. *Acta Oecologica* 31:86–92
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH, M. SCHWAGER Y F. JELTSCH. 2007D. Responses of mammalian carnivores to land use in arid savanna rangelands. *Basic and Applied Ecology* 8:552–564
- BLAUM, N., B. TIETJEN Y E. ROSSMANITH. 2009. Impact of livestock husbandry on small- and medium-sized carnivores in Kalahari savannah rangelands. *Journal of Wildlife Management* 73:60–67
- BOLKOVIC, M. 1999. Usos de fauna silvestre por pobladores de las cercanías de la Reserva Provincial Copo, Santiago del Estero. Pp. 117–124 en: FANG, T., O. MONTENEGRO Y R. BODMER (Eds.). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.
- BOS, D., J. BAKKER, Y. DE VRIES Y S. VAN LIESHOUT. 2002. Long-term vegetation changes in experimentally grazed and ungrazed back-barrier marshes in the Wadden Sea. *Applied Vegetation Science* 5:45–54

- BOYDSTON, E., K. KAPHEIM, H. WATTS, M. SZYKMAN Y E. HOLEKAMP. 2003. Altered behaviour in spotted hyenas associated with increased human activity. *Animal Conservation* 6:207–219
- BRAUN, J. Y M. MARES. 1995. The mammals of Argentina: an etymology. *Mastozoología Neotropical* 2:173–206
- BRENT GURD, D., T. NUDDS Y D. RIVARD. 2001. Conservation of mammals in eastern North America wildlife reserves: How small is to small? *Conservation Biology* 15:1355–1363
- BUCKHOUSE, J., J. SKOVLIN Y R. KNIGHT. 1981. Streambank erosion and ungulate grazing relationships. *Journal of Range Management* 34:339–340
- BURKART, R., N. BÁRBARO, R. SÁNCHEZ Y D. GÓMEZ, 1999. Ecorregiones de la Argentina. APN-PRODIA, 43 pp.
- CABRERA, A. 1961. Los félicos vivientes de la República Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”* 6:1–247
- CARDILLO, M. 2003. Biological determinants of extinction risk: Why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6:63–69
- CARDILLO, M., A. PURVIS, W. SECHREST, J. GITTLEMAN, J. BIELBY Y G. MACE. 2004. Human population density and extinction risk in the world’s carnivores. *PLOS Biology* 2:909–914
- CASTILLO, D., E. LUENGOS VIDAL, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2008. First report on the Geoffroy’s cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat News* 49:27–28
- CATTERALL, C., M. KINGSTON, K. PARK Y S. SEWELL. 1998. Deforestation, urbanization and seasonality: interacting effects on bird assemblages. *Biological Conservation* 84:65–81
- CINGOLANI, A., M. CABIDO, D. RENISON Y V. SOLÍS NEFFA. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14:223–232
- CINGOLANI, A., I. NOY-MEIR Y S. DÍAZ. 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15:757–773
- CLEAVELAND, S., T. MLENGEYA, M. KAARE, D. HAYDON, T. LEMBO, ET AL. 2007. The conservation relevance of epidemiological research into carnivore viral diseases in the Serengeti. *Conservation Biology* 21:612–622
- COLEY, P., J. BRYANT Y F. CHAPIN. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science* 230:895–899
- COLLANTES, M., J. ANCHORENA Y A. CINGOLANI. 1999. The steppes of Tierra del Fuego: Floristic and growth-form patterns controlled by soil fertility and moisture. *Plant Ecology* 140:61–75
- CORBALÁN, V., S. TABENI Y R. OJEDA. 2006. Assessment of habitat quality for four small mammal species of the Monte Desert, Argentina. *Mammalian Biology* 71:227–237
- CRAWLEY, M. 1983. *Herbivory. The dynamics of animal-plant interactions.* University of California Press, Berkeley.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502
- CUELLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS, 2006. Geoffroy’s cats at the northern limit of their range: observations from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies in Neotropical Fauna and Environments* 41:169–177
- CURTIN, C. 1994. Grazing and advocacy. *Conservation Biology* 9:233
- DE HAAN, C. 2001. *Livestock development: Implications for rural poverty, the environment, and global food security.* The Commission of the European Communities, the World Bank and the governments of Denmark, France, Germany, the Netherlands, UK and USA. Wren Media, Eye, Suffolk, UK.

- DEEM, S., W. KARESH Y W. WEISMAN, 2001. Putting theory into practice: wildlife health in conservation. *Conservation Biology* 15:1224–1233
- DI MARTINO, S., M. MONTEVERDE, A. NOVARO Y S. WALKER. 2008. New records of the Andean cat (*Leopardus jacobita*) in Neuquén Province, Patagonia, Argentina. Informe inédito. Dep. de Vida Silvestre y Areas Protegidas de Neuquén y WCS. 4 pp.
- DIFFENDORFER, J., M. GAINES Y R. HOLT. 1995. Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, and *Peromyscus*). *Ecology* 76:827–839
- DUMOND, M., M. VILLARD Y E. TREMBLAY. 2001. Does coyote diet vary seasonally between a protected and an unprotected forest landscape? *Ecoscience* 8:301–310
- ECCARD, J., R. WALTHER Y S. MILTON. 2000. How livestock grazing affects vegetation structure and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments* 46:103–106
- EDWARDS, G., D. CROFT Y T. DAWSON. 1996. Competition between red kangaroo (*Macropus rufus*) and sheep in the arid rangelands of Australia. *Australian Journal of Ecology* 21:165–172
- EIZIRIK, E., C. INDRUSIAK, T. TRIGO, D. SANA, F. MAZIM Y T. FREITAS. 2006. Refined mapping and characterization of the geographic contact zone between oncilla and Geoffroy's cat in Southern Brazil. *Cat News* 45:8–11
- FAGAN, W., E. MEIR, J. PRENDERGAST, A. FOLARIN Y P. KARIEVA, 2001. Characterizing population vulnerability for 758 species. *Ecology Letters* 4:132–138
- FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough. *Biological Conservation* 100:65–74
- FEHMI, J., S. RUSSO Y J. BARTOLOME. 2005. The effects of livestock on California ground squirrels (*Spermophilus beecheyii*). *Rangeland Ecology and Management* 58:352–359
- FENSHAM, R., J. HOLMAN Y M. COX. 1999. Plant species responses along a grazing disturbance gradient in Australian grassland. *Journal of Vegetation Science* 10:77–86
- FIGLIOLLO, C., S. DEEM, M. GOMPPER Y E. DUBOVI. 2004. Seroprevalence of pathogens in domestic carnivores on the border of Madidi National Park. *Animal Conservation* 7:45–54
- FIGLIOLLO, C., R. ROBBINS, L. MAFFEI Y S. WADE. 2006. Parasites of free-ranging small canids and felids in the Bolivian Chaco. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 37:130–134
- FISHER, D., S. BLOMBERG Y J. OWENS. 2003. Extrinsic versus intrinsic factors in the decline and extinction of Australian marsupials. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 270:1801–1808
- FLEISCHNER, T. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8:629–644
- FREILICH, J., J. EMLÉN, J. DUDA, D. FREEMAN Y P. CAFARO. 2003. Ecological effects of ranching: A six-point critique. *BioScience* 53:759–765
- FRIEND, G. 1993. Impact of fire on small vertebrates in mallee woodlands and heathlands of temperate Australia: a review. *Biological Conservation* 65:99–114
- FUHLENDORF, S. Y F. SMEINS. 1999. Scaling effects of grazing in a semi-arid grassland. *Journal of Vegetation Science* 10:731–738
- FUNK, S., C. FIGLIOLLO, S. CLEAVELAND Y M. GOMPPER. 2001. The role of disease in carnivore ecology and conservation. Pp. 443–466 en: GITTLEMAN, J., S. FUNK, B. WAYNE Y D. MACDONALD (Eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, UK.

- GARDEN, J., C. MCALPINE, H. POSSINGHAM Y D. JONES. 2007. Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology* 32:669–685
- GITTLEMAN, J. 1989. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- GONNET, J. 1998. Impacto del pastoreo sobre poblaciones de aves y mamíferos herbívoros en la región de la Reserva de la Biosfera Ñacuñán, Mendoza, Argentina. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba, 166 pp.
- GONZÁLEZ, E. 2001. Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos. Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza, Montevideo, 339 pp.
- GROVER, D. Y P. SLATER. 1994. Conservation value to birds of remnants of Melaleuca forest in suburban Brisbane. *Wildlife Research* 21:433–444
- GROVES, C. Y B. KELLER. 1983. Ecological characteristics of small mammals on a radioactive waste disposal area in southeastern Idaho. *American Midland Naturalist* 109:253–265
- HADDEN, S. Y M. WESTBROOKE. 1996. Habitat relationships of the herpetofauna of remnant Buloke woodlands of the Wimmera Plains, Victoria. *Wildlife Research* 23:363–372
- HAERING, R. Y B. FOX. 1995. Habitat utilization patterns of sympatric populations of *Pseudomys gracilicaudatus* and *Rattus lutreolus* in coastal heathland: a multivariate analysis. *Australian Journal of Ecology* 20:427–441
- HARDING, J., E. BENFIELD, P. BOLSTAD, G. HELFMAN Y E. JONES. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95:14843–14847
- HAYWARD, B., E. J. HESKE Y C. W. PAINTER. 1997. Effects of livestock grazing on small mammals at a desert cienaga. *Journal of Wildlife Management* 61:123–129
- HOBBIE, S. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 7:336–339
- HOBBS, R. Y L. HUENNEKE. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324–337
- HOMEWOOD, K., E. LAMBIN, E. COAST, A. KARIUKI, I. KIKULA, ET AL. 2001. Long-term changes in Serengeti–Mara wildebeest and land cover: pastoralism, population or policies? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:12544–12549
- INDEC. 2004. Censo Nacional Agropecuario 2002. <http://www.indec.gov.ar>
- INDRUSIAK, C. Y E. EIZIRIK. 2003. Carnívoros. Pp. 507–533 en: FONTANA, C., G. BENCKE Y R. REIS (Eds.). *Libro Rojo de la fauna amenazada de extinción en Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Brasil.
- INSKIP, C. Y A. ZIMMERMANN. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx* 43:18–34
- IRIARTE, A., P. FEINSINGER Y F. JACKSIC, 1997. Trends in wildlife use and trade in Chile. *Biological Conservation* 81:9–20
- JAYAT, P., R. BARQUEZ, M. DÍAZ Y P. MARTÍNEZ. 1999. Aportes al conocimiento de la distribución de los carnívoros del Noroeste de Argentina. *Mastozoología Neotropical* 6:15–30
- JENSEN, A. 1985. The effect of cattle and sheep grazing on saltmarsh vegetation at Skallingen, Denmark. *Vegetatio* 60:37–48
- JOHNSON, W. Y S. O'BRIEN, 1997. Phylogenetic reconstruction of the Felidae using 16S rRNA and NADH-5 mitochondrial genes. *Journal of Molecular Evolution* 44:98–116
- JOHNSON, W., J. SLATTERY, E. EIZIRIK, J. KIM, M. RAYMOND, ET AL. 1999. Disparate phylogeographic patterns of molecular genetic variation in four closely related South American small cat species. *Molecular Ecology* 8:79–94

- JOHNSON, W., E. EIZIRIK, J. PECON SLATTERY, W. MURPHY, A. ANTUNES, ET AL. 2006. The late Miocene radiation of modern Felidae: A genetic assessment. *Science* 311:73–77
- JONES, A. Y W. LONGLAND. 1999. Effects of cattle grazing on salt desert rodent communities. *American Midland Naturalist* 141:1–11
- JONES, K. 1981. Effects of grazing on lizard abundance and diversity in western Arizona. *Southwestern Naturalist* 26:107–115
- JONES, K., A. PURVIS Y J. GITTLEMAN. 2003A. Biological correlates of extinction risk in bats. *American Naturalist* 161:601–614
- JONES, Z., C. BOCK Y J. BOCK. 2003B. Rodent communities in a grazed and ungrazed Arizona grassland, and a model of habitat relationships among rodents in Southwestern grass/shrublands. *American Midland Naturalist* 149:384–394
- KARMIRIS, I. Y A. NASTIS. 2007. Intensity of livestock grazing in relation to habitat use by brown hares (*Lepus europaeus*). *Journal of Zoology* 271:193–197
- KAUFFMAN, J. Y D. PYKE. 2001. Range ecology, global livestock influences. Pp. 33–52 en: LEVIN, S. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 5, Academic Press, San Diego.
- KEESING, F. 1998. Impacts of ungulates on the demography and diversity of small mammals in central Kenya. *Oecologia* 116:381–389
- KOSTER, J. 2008. The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation* 35:211–220
- LAILOLO, P., F. DONDERO, E. CILIENTO Y A. ROLANDO. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41:294–304
- LANDSBERG, J., C. JAMES, J. MACONOCHIE, A. NICHOLS, J. STOL, ET AL. 2002. Scale-related effects of grazing on native plant communities in an arid rangeland region of South Australia. *Journal of Applied Ecology* 39:427–444
- LAURANCE, W. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5:79–89
- LLANOS, A. Y J. CRESPO. 1952. Ecología de la vizcacha (*Lagostomus maximus maximus* Blainv) en el nordeste de la provincia de Entre Ríos. *Revista de Investigaciones Agrícolas* 6:289–378
- LENTH, B., R. KNIGHT Y M. BRENNAN. 2008. The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal* 28:218–227
- LEONARD, B. 1974. Effects of burning on litter fauna in eucalypt forest. Pp. 43–48 en: *Third Fire Ecology Symposium*, Monash University, Melbourne, Australia.
- LUCHERINI, M., D. CASTILLO Y M. CIUCCIO. 2002. Guigna and Geoffroy's Cat in Patagonian Mountain Forest. *Cat News* 36:23–24
- LUCHERINI, M., C. MANFREDI, E. LUENGOS, F. MAZIM, L. SOLER Y E. CASANAVE. 2006. Body mass variation in the Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*). *Revista Chilena de Historia Natural* 79:169–174
- LUNT, I., D. ELDRIDGE, J. MORGAN Y G. BRADD WITT. 2007. A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 55:401–415
- LUO, J. Y B. FOX. 1995. Competitive effects of *Rattus lutreolus* presence on food resource use by *Pseudomys gracilicaudatus*. *Australian Journal of Ecology* 20:556–564

- MACKINNON, J. Y K. MACKINNON. 1986. Review of the protected areas system of the Afrotropical realm. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, U.K.
- MALDONADO CURTI, S. 1990. Impacto del pastoreo sobre micromamíferos: un estudio comparativo en ambientes semiáridos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- MANFREDI, C., L. SOLER, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2006. Home range and habitat use by Geoffroy's cat in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology* 268:381–387
- MANOR, R. Y D. SALTZ. 2005. Effects of human disturbance on use of space and flight distance of mountain gazelles. *Journal of Wildlife Management* 69:1683–1690
- MARES, M. Y R. OJEDA. 1984. Faunal commercialization and conservation in South America. *BioScience* 34:580–584
- MARKER, L. Y A. DICKMAN. 2005. Factors affecting leopard (*Panthera pardus*) spatial ecology, with particular reference to Namibian farmlands. *South African Journal of Wildlife Research* 35:105–115
- MARTELLA, M., J. NAVARRO, J. GONNET Y S. MONGE. 1996. Diet of greater rheas in an agroecosystem of central Argentina. *Journal of Wildlife Management* 60:586–592
- MARTIN, T. Y H. POSSINGHAM. 2005. Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. *Journal of Applied Ecology* 42:400–408
- MASSOIA, E. 1978. El melanismo total de pelaje en tres mamíferos del Delta del Paraná (Carnívora y Rodentia). *Revista de Investigaciones Agropecuarias del INTA, Serie 1, Biología y Producción Animal* 14:1–6
- MASTERS, P. 1993. The effects of fire-driven succession and rainfall on small mammals in spinifex grassland at Uluru National Park, Northern Territory. *Wildlife Research* 20:803–813
- MATTERN, M. Y D. MCLENNAN. 2000. Phylogeny and Speciation of Felids. *Cladistics* 16: 232–253
- MAZIM, F., T. DE OLIVEIRA Y J. SOARES, 2004. Unusual spot patterns in Geoffroy's cat in southern Brazil: evidence of hybridization with oncilla? *Cat News* 40:22–23
- MCPAHAN, L. 1986. The international cat trade. Pp. 461–487 en: MILLER, S. Y D. EVERETT (Eds.). *Cats of the World*. National Wildlife Federation, Washington DC.
- MCNAUGHTON, S. 1984. Grazing lawns: animals in herds, plant form, and co-evolution. *American Naturalist* 124:863–886
- MEYER, H., H. FOCK, A. HAASE, H. REINKE Y I. TULOWITZKI. 1995. Structure of the invertebrate fauna in salt marshes of the Wadden Sea coast of Schleswig-Holstein influenced by sheep-grazing. *Helgol. Meeresunters.* 49:563–589
- MILCHUNAS, D., O. SALA Y W. LAUENROTH. 1988. A generalized model of effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132:87–106
- MILCHUNAS, D., W. LAUENROTH, P. CHAPMAN, M. KAZEMPOUR Y K. MOHAMMAD. 1989. Effects of grazing, topography, and precipitation on the structure of a semiarid grassland. *Vegetatio* 80:11–23
- MILCHUNAS, D., W. LAUENROTH Y I. BURKE. 1998. Livestock grazing: Animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos* 83:65–74
- MILESI, F., L. MARONE, J. LOPEZ DE CASANAVE, V. CUETO Y E. MEZQUIDA. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12:149–161
- MISHRA, C. Y G. RAWAT. 1998. Livestock grazing and biodiversity conservation: comments on Saberwal. *Conservation Biology* 12:712–714

- MONAMY, V. Y B. FOX. 2005. Differential habitat use by a local population of subadult common dunnarts (*Sminthopsis murina*) following wildfire in coastal wet heath, New South Wales, Australia. *Wildlife Research* 32:617–624
- MONJEAU, J., E. BIRNEY, L. GHERMANDI, R. SIKES, L. MARGUTTI Y C. PHILLIPS. 1998. Plants, small mammals, and the hierarchical landscape classifications of Patagonia. *Landscape Ecology* 13:285–306
- MWENDERA, E., M. SALEEM Y A. DIBABE. 1997. The effect of livestock grazing on surface runoff and soil erosion from sloping pasture lands in the Ethiopian highlands. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 37:421–430
- NORRIS, K., E. BRINDLEY, T. COOK, S. BABBS, C. BROWN Y R. YAXLEY. 1998. Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *Journal of Applied Ecology* 35:621–634
- NOWELL, K. 2002. Revision of the Felidae Red List of threatened species. *Cat News* 37:4–7
- NOWELL, K. Y P. JACKSON. 1996. *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, 382 pp.
- OJEDA, R. 1989. Small-mammals response to fire in the Monte desert, Argentina. *Journal of Mammalogy* 70:416–420
- PARERA, A. 2002. *Los Mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamérica*. Editorial El Ateneo, 454 pp.
- PEREIRA, J. Y J. ROJO, 2007. Parámetros morfométricos externos y craneométricos del gato montes (*Leopardus geoffroyi*) en el Monte central de Argentina. XXI Jornadas Argentinas de Mastozoología (SAREM), Taí del Valle, Tucumán.
- PEREIRA, J., E. HAENE Y M. BABARSKAS. 2003. Mamíferos de la Reserva Natural Otamendi. Pp. 115–140 en: HAENE, E. Y J. PEREIRA (Eds.). *Fauna de Otamendi. Inventario de los Vertebrados de la Reserva Natural Otamendi*, Pdo. de Campana, Buenos Aires, Argentina. *Temas de Naturaleza y Conservación* N° 3:1–192, AOP, Buenos Aires.
- PEREIRA, J., D. VARELA Y L. RAFFO. 2005. Relevamiento de los felinos silvestres en la región del Parque Nacional Pre-Delta, Entre Ríos. *FACENA* 21:69–77
- PEROVIC, P. Y J. PEREIRA. 2006. Felidae. Pp. 93–100 en: BARQUEZ, R., M. DÍAZ Y R. OJEDA (Eds.). *Mamíferos de la Argentina. Sistemática y distribución*. SAREM, Tucumán.
- PIA, M., M. LÓPEZ Y A. NOVARO. 2003. Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in Central Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:313–321
- POSSE, G., J. ANCHORENA Y M. COLLANTES. 2000. Spatial micro-patterns in the steppe of Tierra del Fuego induced by sheep grazing. *Journal of Vegetation Science* 11:43–50
- PRINS, H. 1992. The pastoral road to extinction: competition between wildlife and traditional pastoralism in East Africa. *Environmental Conservation* 19:117–124
- PRINS, H. 2000. Competition between wildlife and livestock in Africa. Pp. 51–80 en: PRINS, H., J. GROOTENHUIS Y T. DOLAN (Eds.). *Wildlife conservation by sustainable use*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.
- PURVIS, A., J. GITTLEMAN, G. COWLISHAW Y G. MACE. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 267:1947–1952
- PYNE, S. 1997. *Fire in America: A cultural history of wildland and rural fire*. Seattle, University of Washington Press.
- READ, J. 2002. Experimental trial of Australian arid zone reptiles as early warning indicators of overgrazing by cattle. *Austral Ecology* 27:55–66
- REDFORD, K. Y J. ROBINSON, 1995. Sustainability of wildlife and natural areas. En: MUNASINGHE, M. Y W. SHEARER (Eds.). *Defining and measuring sustainability*. The Biogeophysical Foundation, United Nations University, USA.
- REDFORD, K. Y B. RICHTER. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13:1246–1256

- RICE, B. Y M. WESTOBY. 1978. Vegetative response of some Great Basing shrub communities protected against jackrabbits or domestic stock. *Journal of Range Management* 31:28–34
- RICHARD, E. Y J. JULIÁ, 2000. Impacto de los asentamientos humanos en la Reserva Universitaria Sierra de San Javier (Tucumán, Argentina), especialmente referido al uso, aprovechamiento y comercio de la fauna silvestre. IV Congreso Nacional de Fauna. Grupo Fauna, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba.
- RICHARD, E., L. VUOTO, P. VUOTO, C. LAREDO, P. BELMONTE Y J. JULIÁ, 1996. Aspectos etnozoológicos en la economía de una comunidad rural de Santiago del Estero (Argentina). *Actas del I Congreso de Investigación Social: Región y Sociedad en Latinoamérica*. Inst. de Estudios Geográficos e Inst. de Investigaciones Históricas, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Tucumán, Pp. 235-244.
- ROELKE, M., D. FORRESTER, E. JACOBSON, G. KOLLIAS, F. SCOTT, ET AL. 1993. Seroprevalence of infectious disease agents in Florida panthers. *Journal of Wildlife Diseases* 29:36–49
- ROELKE-PARKER, M., L. MUNSON, C. PACKER, R. KOCK, S. CLEVELAND, ET AL. 1996. A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions. *Nature* 379:441–445
- ROSENTHAL, J. Y P. KOTANEN. 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. *Trends in Ecology and Evolution* 9:145–148
- SALA, O. 1988. The effect of herbivory on vegetation structure. Pp. 317-330 en: WERGER, M., P. VAN DER AART, H. DURING Y J. VERBOEVEN (Eds.). *Plant form and vegetation structure*. SPB Academic Publishing, The Hague, NL.
- SALA O., F. CHAPIN, J. ARMESTO, ET AL., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774
- SARGEANT, G., D. JOHNSON Y W. BERG. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62:1235–1245
- SCHWARTZ, C. Y J. ELLIS. 1981. Feeding ecology and niche separation in some native and domestic ungulates on the shortgrass prairie. *Journal of Applied Ecology* 18:343–353
- SERE, C., H. STEINFELD Y J. GROENEWOLD. 1995. World livestock production systems - Current status, issues and trends. *FAO Animal Production and Health Paper*.
- SHELEY, R. Y J. PETROFF. 1999. *Biology and management of noxious rangeland weeds*. Corvallis, Oregon State University Press.
- SIMONETTI, J. 1983. Effects of goats upon native rodents and European rabbits in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 56:27–30
- SMIT, R., J. BOKDAM, J. DEN OUDEN, H. OLFF, H. SCHOT-OPSCHOOR Y M. SCHRIJVERS. 2001. Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology* 155:119–127
- SORLI, L., F. MARTINEZ, U. LARDELLI Y S. BRANDI. 2006. Andean cat in Mendoza, Argentina – Furthest south and at lowest elevation ever recorded. *Cat News* 44:24
- STANLEY, T. Y F. KNOPF. 2002. Avian responses to late-season grazing in a shrub-willow floodplain. *Conservation Biology* 16:225–231
- STEINFELD, H., P. GERBER, T. WASSENAAR, V. CASTEL, M. ROSALES Y C DE HAAN. 2006. *Livestock’s long shadow – Environmental issues and options*. The Livestock, Environment and Development (LEAD) Initiative y FAO. Roma, Italia, 408 pp.
- STERN, M., M. QUESADA Y K. STONER. 2002. Changes in composition and structure of a Tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* 50:1021–1034

- STOCK, M., G. TEENCK, M. GROSSMANN Y J. LINDEMANN. 1992. Agricultural management plans on salt marsh islands: What is the breeding bird response? *Vogelwelt* 113:20–35
- STOHLGREN, T., L. SCHELL Y B. VANDEN HEUVEL. 1999. Effects of grazing and soil characteristics on native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. *Ecological Applications* 9:45–64
- SUNQUIST, M. Y F. SUNQUIST. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. Pp. 399-418 en: GITTLEMAN, J., S. FUNK, D. MACDONALD Y R. WAYNE (Eds.). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SUNQUIST, M. Y F. SUNQUIST. 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press, Chicago, 452 pp.
- SUTHERLAND, E. Y C. DICKMAN. 1999. Mechanisms of recovery after fire by rodents in the Australian environment: a review. *Wildlife Research* 26:405–419
- SUTTER, B. Y G. RITCHISON. 2005. Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of Grasshopper Sparrows. *Journal of Field Ornithology* 76:345–351
- SWIHART, R., Z. FENG, N. SLADE, D. MASON Y T. GEHRING. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator-prey metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology* 210:287–303
- TABENI, S. Y R. OJEDA. 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environments* 63:244–255
- TEAGUE, W., S. DOWHOWER Y J. WAGGONER. 2004. Drought and grazing patch dynamics under different grazing management. *Journal of Arid Environments* 58:97–117
- TRAVAINI, A., S. ZAPATA, R. MARTÍNEZ PECK Y M. DELIBES. 2000. Percepción y actitud humanas hacia la depredación del ganado ovino por el zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Santa Cruz, Patagonia Argentina. *Mastozoología Neotropical* 7:117–129
- TREVES, A. Y U. KARANTH. 2003. Human – carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17:1491–1499
- TRIGO, T., T. FREITAS, G. KUNZLER, L. CARDOSO, J. SILVA, ET AL. 2008. Inter-species hybridization among Neotropical cats of the genus *Leopardus*, and evidence for an introgressive hybrid zone between *L. geoffroyi* and *L. tigrinus* in Brazil. *Molecular Ecology* 17:4317–4333
- TU, I., C. HURD Y J. RANDALL. 2001. *Weed control methods handbook: Tools and techniques for use in natural areas*. Arlington (VA), The Nature Conservancy.
- UHART, M., J. PEREIRA, H. FERREYRA, C. MARULL, P. BELDOMÉNICO, ET AL. 2004. Evaluación sanitaria de poblaciones silvestres de gato montés en Argentina. VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Iquitos, Perú.
- UICN, 2008. Red List of Threatened Species. Descargado desde <www.iucnredlist.org> el 5 de diciembre de 2008
- VAN DEN BOS, J. Y J. BAKKER. 1990. The development of vegetation patterns by cattle grazing at low stocking density in the Netherlands. *Biological Conservation* 51:263–272
- VAVRA, M. 2005. Livestock grazing and wildlife: developing compatibilities. *Rangeland Ecology and Management* 58:128–134
- VERNES, K. 2003. Fine-scale habitat preferences and habitat partitioning by three mycophagous mammals in tropical wet sclerophyll forest, north-eastern Australia. *Austral Ecology* 28:471–479
- VESK, P. Y R. MACNALLY. 2006. The clock is ticking: revegetation and habitat for birds and arboreal mammals in rural landscapes of southern Australia. *Agriculture, Ecosystem, and Environment* 112:356–366

- VILELA, A., M. BOLKOVIC, P. CARMANCHAHI, M. CONY, D. DE LAMO Y D. WASSNER. 2009. Past, present and potential uses of native flora and wildlife of the Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 73:238–243
- VITT, L. Y R. OHMART. 1974. Ecology and reproduction of Lower Colorado River lizards. II. *Cnemidophorus tigris* (Teiidae) with comparisons. *Herpetologica* 33:223–233
- WADA, N., K. NARITA, S. KUMAR Y A. FURUKAWA. 1995. Impact of overgrazing on seed predation by rodents in the Thar desert, northwestern India. *Ecological Research* 10:217–221
- WEBB, J. Y R. SHINE. 2000. Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles? *Biological Conservation* 92:93–99
- WHITE, N. 1992. The effects of prescribed burning on small mammals. Pp. 467–482 en: ROBERTS, B. (Ed). *Fire Research in Rural Queensland*. University of Southern Queensland, Toowoomba, Australia.
- WIPPICH WHITEMAN, C., E. REIKO, U. CAVALCANTI, M. CORREIA, A. LIMA Y V. MONTEIRO. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138:290–296
- WOOD, M. Y W. BLACKBURN. 1981. Grazing systems: Their influence on infiltration rates in the rolling plains of Texas. *Journal of Range Management* 34:331–335
- WOODROFFE, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3:165–173
- WOODROFFE, R. Y J. GINSBERG. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128
- WRIGHT, R. 1999. Wildlife management in the national parks: questions in search of answers. *Ecological Applications* 9:30–36
- XIMENEZ, A. 1973. Notas sobre félidos Neotropicales, III. Contribución al conocimiento de *Felis geoffroyi* D'Orbigny & Gervais, 1844 y sus formas geográficas (Mammalia, Felidae). *Papeis Avulsos de Zoologia (Sao Paulo)* 27:31–43
- XIMENEZ, A. 1975. *Felis geoffroyi*. *Mammalian Species* 54:1–4
- YOUNG, J. Y F. ALLEN. 1997. Cheatgrass and range science: 1930–1950. *Journal of Range Management* 50:530–535
- ZAMERO, M., C. HERCOLINI, E. ZANIN Y J. PEREIRA. 2004. Analisis de contenidos estomacales de *Oncifelis geoffroyi* (Carnivora, Felidae) en el sudeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. XIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, SAREM, Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- ZHAO, H., S. LI, T. ZHANG, T. OHKURO Y R. ZHOU. 2004. Sheep gain and species diversity in sandy grassland, Inner Mongolia. *Journal of Range Management* 57:187–190

MARCO GEOGRÁFICO Y AMBIENTAL: EL ÁREA DE ESTUDIO

La República Argentina abarca una superficie de 3,7 millones de km², que se extienden desde los 21°46' hasta los 55°03' y por una longitud de aproximadamente 4 mil km. Esta extensión la convierte en el octavo país más grande del mundo y en el segundo de Latinoamérica, detrás de Brasil. Posee una significativa variación latitudinal (comprende 33° de latitud) y altitudinal (desde los 48 metros por debajo del nivel del mar hasta los 6.959 m de altura) que conforman dos gradientes de variabilidad física: uno norte-sur y otro este-oeste (Bertonatti y Corcuera 2000; INDEC 2000). Esta variabilidad genera una gran complejidad de tipos climáticos y de suelos que sustenta una gran diversidad de unidades biogeográficas (Lean et al. 1990; Burkart et al. 1999).

Las tierras áridas de Argentina representan aproximadamente el 60% de la superficie del país, y están localizadas en tres grandes regiones biogeográficas: Patagonia, Puna y Monte (Cabrera y Willink 1980). El Monte es un desierto arbustivo endémico de la Argentina que se extiende por más de 2 mil km entre la Puna y la Patagonia, al este de la Cordillera de los Andes, desde Jujuy hasta Chubut (Burkart et al. 1999). Abarca una superficie aproximada de 470.400 km², y las diferentes características geomorfológicas que se evidencian a lo largo de este extenso territorio permiten diferenciar dos ecorregiones distintas (Burkart et al. 1999). Por un lado, el Monte de Llanuras y Mesetas, con unos 353.700 km², que se extiende desde el sur de San Juan hasta el sur de Chubut, y por el otro, el Monte de Sierras y Bolsones, con unos 116.700 km², que se extiende desde el sur de Jujuy hasta el norte de Mendoza (Figura 2.1a).

El clima en el Monte es cálido y seco, con gran variedad térmica diaria y estacional y precipitaciones de entre 80 y 500 mm anuales. La estación seca dura hasta un máximo de nueve meses y las lluvias están restringidas al verano, aunque en el sector sur tienden a distribuirse más regularmente a lo largo del año. La evapotranspiración potencial anual disminuye desde 1000 mm en el oeste a 700 mm en el este, y la temperatura media anual varía entre los 12 y los 19°C (Fernández y Busso 1999; Pol et al. 2006). Proyecciones recientes basadas en los modelos de circulación global sugieren cambios en los niveles actuales de temperatura y precipitación para finales del presente siglo,

caracterizados por incrementos en las temperaturas (mayores en el verano que en el invierno) e incrementos en las lluvias estivales (Labraga y Villalba 2009).

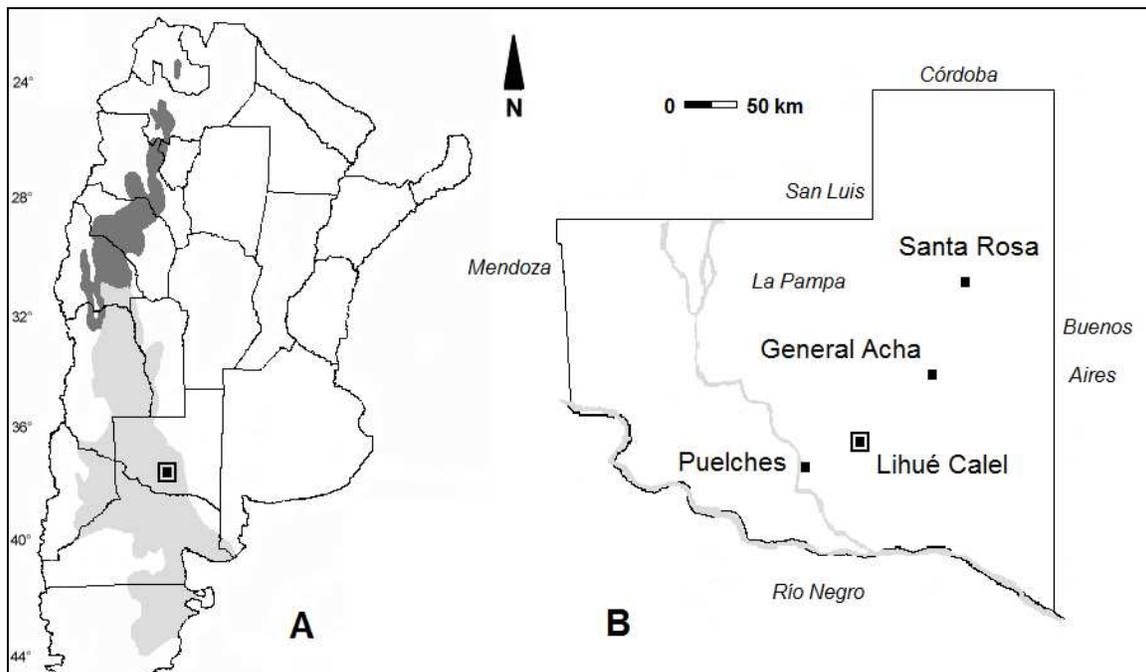


Figura 2.1. (A) Ecorregión del Monte de Sierras y Bolsones (en gris oscuro, al Norte) y Ecorregión del Monte de Llanuras y Mesetas (en gris claro, al Sur). El cuadrado doble indica la ubicación del área de estudio (B) Ubicación relativa del área de estudio en la provincia de La Pampa.

El Monte de Llanuras y Mesetas presenta un relieve relativamente homogéneo, en el que prevalecen los paisajes de llanura y extensas mesetas escalonadas con alturas que alcanzan los 1000 msnm. Estas mesetas aparecen en el paisaje en forma discontinua y se asocian a cerros-mesa, cuerpos rocosos colinados, llanuras aluviales, depresiones y terrazas de ríos (Morello 1958; Burkart et al. 1999). El tipo de vegetación predominante es la estepa arbustiva, dominada por arbustos xerófilos de hasta 3 metros de altura. En general, la fisonomía y composición florística tienden a ser uniformes a lo largo de esta ecorregión y la comunidad vegetal más característica es el “jarilla”, con la presencia de las tres especies del género *Larrea* (*L. divaricata*, *L. cuneifolia* y *L. nitida*, Familia Zygophyllaceae) como elementos vegetales dominantes (Morello 1958; Cabrera 1976; Pol et al. 2006).

En el Monte se reconocen 84 especies de mamíferos (Barquez et al. 2006) y la ecorregión posee una alta endemidad en comparación con otros biomas áridos y semiáridos (Ojeda et al. 2002). También se destaca por su particular composición mastozoológica, en especial en lo que respecta a los roedores histicognatos y sigmodontinos, los que comprenden más del 50% del total de las especies de este grupo en la ecorregión (Ojeda y Tabeni 2009). Los ensamblajes locales de mamíferos pequeños y

medianos comprenden entre 7 y 10 especies coexistentes, con una gran diversidad de tipos de nicho, tamaños corporales y variaciones espaciales y temporales en sus abundancias (Gonnet y Ojeda 1998; Corbalán y Ojeda 2004; Tabeni y Ojeda 2005; Teta et al. 2009). Además, más de 200 especies de aves (Narosky e Yzurieta 1993), 68 de reptiles (Bérnils et al. 2007) y unas 614 especies de insectos (215 de ellas endémicas; Roig Juñent et al. 2001) pueden ser encontradas en esta entidad biogeográfica.

Cerca de 1,3 millón de cabezas de ganado vacuno están presentes en el Monte, lo que representa casi el 3,5% del stock de la Argentina. Las provincias con mayor cantidad de cabezas dentro de la ecorregión son La Pampa (457.500), Río Negro (370.400) y Mendoza (263.300). Además, en el Monte se encuentra el 10% y el 31,6% de la producción nacional de ovejas y chivos, respectivamente, concentradas en las provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut (INDEC 2002; Guevara et al. 2009). El sistema dominante de producción en el Monte es la ganadería extensiva de cría bajo condiciones de pastoreo en libertad, con escasa inversión en infraestructura y tecnología para el manejo de la hacienda (Guevara et al. 2009) y escasos controles sanitarios (Frasinelli et al. 2002). La principal estrategia empleada es el pastoreo continuo, siendo inusual el uso de alimento suplementario pese a que el forraje disponible en general no alcanza a cumplimentar las necesidades nutricionales del ganado (Guevara et al. 2006; 2009). En estas condiciones, el reclutamiento de terneros es cercano al 51% (INDEC 2002).

La condición actual de la vegetación del Monte es el resultado de 200 años de sobrepastoreo y 100 años de explotación forestal, lo que se traduce en la dominancia de arbustos altos o muy bajos, no palatables y espinosos. Las especies forrajeras, y en especial las gramíneas perennes, disminuyeron drásticamente sus abundancias, en tanto que las gramíneas anuales no palatables y las herbáceas aparecen en las estaciones lluviosas. Sin embargo, la situación es muy variable de un sitio a otro dependiendo de la presión de pastoreo, el manejo utilizado y la dinámica de fuegos de la zona (Guevara et al. 1997).

El esfuerzo de preservación del Monte ha sido relativamente bajo en comparación con otras ecorregiones. Por ejemplo, mientras que la superficie protegida en el Bosque Patagónico o en la Puna alcanza el 34,3% y el 21%, respectivamente, este valor es sólo del 2% en el Monte de Llanuras y Mesetas y del 9,7% en el Monte de Sierras y Bolsones (Brown y Pacheco 2006). Fuera de las áreas protegidas, el sobrepastoreo por ganado y la alta frecuencia de incendios son considerados como los principales problemas de conservación que enfrenta el Monte (Guevara et al. 1997; Pol et al. 2006). Debido a los serios efectos producidos por la actividad antrópica, la ecorregión fue considerada como “Vulnerable” por la World Wildlife Fund (Dinerstein et al. 1995).

EL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional Lihué Calel (en adelante, PN Lihué Calel) y campos adyacentes sometidos a manejo ganadero, fundamentalmente “Cumeneayén – Aguas Blancas” (en adelante sólo “Aguas Blancas”) y “Los Ranqueles”. El área está emplazada en la ecorregión del Monte de Llanuras y Mesetas y se ubica en el Departamento Lihué Calel, centro-sur de la Provincia de La Pampa, Argentina (Figura 2.1b).

Por su posición geográfica, el clima local está controlado por masas de aire tropical y polar, lo que genera una gran variación térmica y escasa precipitación (Racca y Malán 1997). En base a estadísticas climatológicas del período 1995–2005 (Estación Meteorológica PN Lihué Calel), la temperatura promedio en la zona es de 16,1°C, con una media máxima de 21,3°C y una media mínima de 9,7°C. Las temperaturas máxima y mínima absolutas registradas en el área fueron de 41°C y –10°C, respectivamente. Existe una marcada diferencia climática entre estaciones, con veranos cálidos y relativamente húmedos e inviernos fríos y secos (Figura 2.2). El verano térmico (correspondiente al período con temperaturas diarias promedio superiores a los 20°C) ocurre entre noviembre y marzo, en tanto que el invierno térmico (período con temperaturas diarias promedio inferiores a los 10°C) ocurre entre junio y agosto (Figura 2.2).

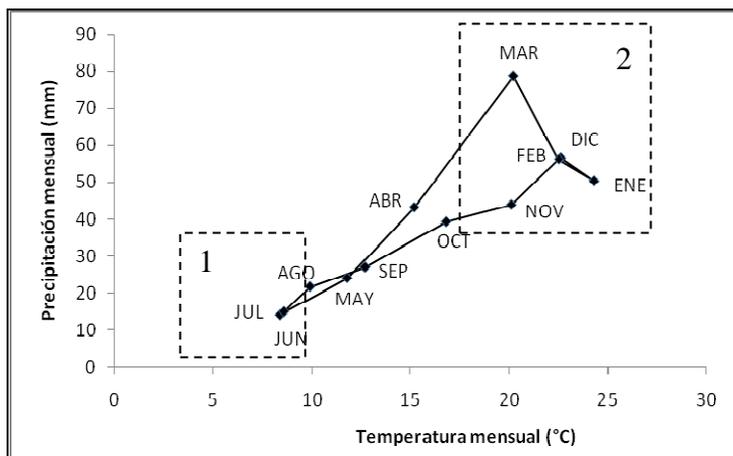


Figura 2.2. Diagrama conjunto de temperatura promedio y precipitación mensual en Lihué Calel, La Pampa (Datos de la Estación Meteorológica del PN Lihué Calel, serie temporal 1995 - 2005). Los recuadros 1 y 2 indican el invierno y el verano térmico, respectivamente.

El promedio anual de lluvias (período 1983–2008, estación meteorológica PN Lihué Calel) es de $469,6 \pm 170,9$ mm, concentradas entre octubre y abril (78,6%) y con un pico en marzo (Figura 2.3). Existe una gran variabilidad interanual en la precipitación, y en la serie temporal estudiada se observa

un patrón cíclico de lluvias caracterizado por períodos de 1–3 años con precipitaciones superiores a los 400 mm anuales alternados con períodos de igual duración y precipitaciones anuales inferiores a ese valor. Dos mínimos de precipitación anual, con valores <300 mm, ocurrieron en 1998 (293,6 mm) y en 2003 (248,4 mm), en tanto un máximo excepcional ocurrió en 1984 (951,3 mm) (Figura 2.4). Entre 2005 y 2008 el área estuvo sometida a una prolongada sequía, con precipitaciones que en ningún caso superaron los 370 mm anuales (Figura 2.4).

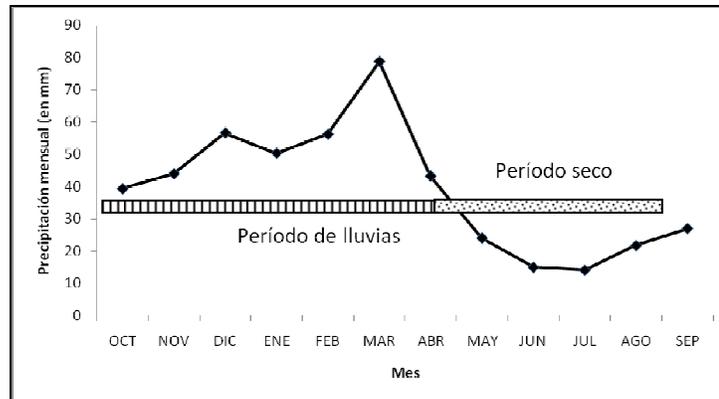


Figura 2.3. Variación de las precipitaciones mensuales a lo largo del año en Lihué Calel, La Pampa (Datos de la Estación Meteorológica del PN Lihué Calel)

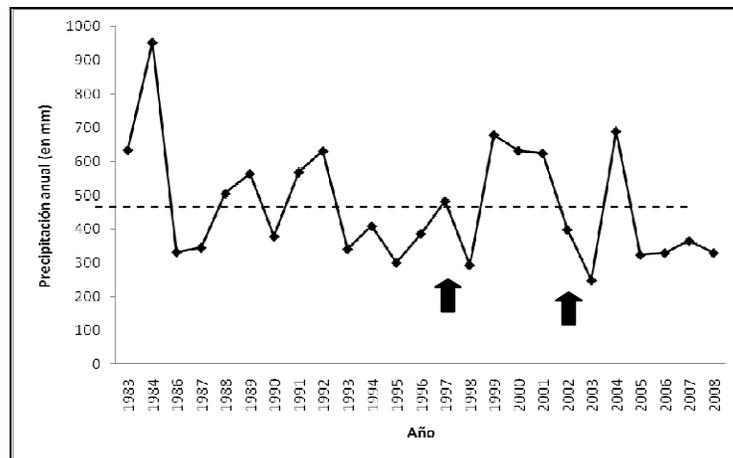


Figura 2.4. Variación temporal de las precipitaciones anuales en Lihué Calel, La Pampa, durante el período 1983-2008. Las flechas negras indican los dos años con precipitación media inferior a 300 mm y la línea punteada la media anual (Datos de la Estación Meteorológica del PN Lihué Calel)

El área de estudio incluye un pequeño sistema serrano (incluido dentro del PN Lihué Calel) rodeado por una inmensa planicie cubierta por un mosaico de arbustal semidesértico, parches de arbustal mixto, pequeños bosques y áreas abiertas de gramíneas y herbáceas. Fuera del parque nacional, la estructura de la vegetación ha sido modificada por la acción del ganado y la utilización del fuego

como herramienta de manejo de los pastizales (ver más adelante). Al menos cinco tipos de hábitat (Bonaventura et al. 1998; INTA 2004) pueden identificarse en la zona en función de la estructura de la vegetación y la composición de especies:

- (a) Arbustal de Jarilla o “Jarillar”: ambiente arbustivo de ralo a abierto, con *Larrea divaricata* como especie característica, que alcanza hasta 3 m de altura promedio y cobertura de hasta el 70%. El estrato gramíneo, cuyas especies dominantes o acompañantes más características son *Stipa tenuis*, *S. tenuissima*, *S. gynerioides*, *Digitaria californica*, *Setaria leucopila*, *Schismus barbatus* y *Bromus brevis*, es de intermedio a bajo y presenta otros arbustos y matas dispersas como *Chuquiraga erinacea* y *Prosopidastrum globosum*.
- (b) Arbustal mixto: corresponde a una comunidad de *L. divaricata*, *L. cuneifolia*, *Geoffroea decorticans*, *Prosopis alpataco*, *Condalia microphylla* y *Lycium* sp.; generalmente se presenta como un hábitat cerrado, con elevada cobertura arbustiva (>70%) y de gramíneas en el estrato herbáceo (>80%) y con una altura de la vegetación que alcanza o supera 1.70 m. Insertos en esta matriz arbustiva se destacan algunos ejemplares aislados de *Prosopis caldenia* y parches de *Cortaderia selloana*.
- (c) Bosque xerófilo: comunidad arbórea dominada por *Prosopis caldenia*, que aparece como un elemento marginal de la ecorregión del Espinal y se localiza en forma de pequeños parches aislados o de pequeñas franjas siguiendo las depresiones del terreno. Según su ubicación, el estrato arbóreo puede alcanzar una altura media de entre 4 y 10 m y una cobertura de hasta el 80%. La cobertura de arbustos no suele superar el 70% y el estrato de gramíneas el 40%. Aparecen como elementos acompañantes en los estratos superiores *Prosopis flexuosa*, *Geoffroea decorticans*, *Jodina rhombifolia* y *Schinus fasciculatus*.
- (d) Pastizal: sector de pastizales naturales bajos (20–30 cm), con *Stipa tenuis* y *Piptochaetium napostaense* como especies dominantes, que forman una cubierta gramínea densa (60–80%). El estrato bajo es interrumpido por arbustos bajos diseminados entre el pastizal, como *Condalia microphylla*, *Larrea nitida* o *Lycium* sp.
- (e) Estepa erial: estepa subarbustiva que por lo general no supera los 15 cm de altura, con cobertura de hasta 40% y alta superficie de suelo desnudo. Los subarbustos más comunes (*Chuquiraga* sp., *Ephedra* sp. y *Acantholippia* sp.) son acompañados por gramíneas cortas como *Poa* spp. y *Stipa* spp.

Unas 28 especies de mamíferos habitan la zona (Heinonen Fortabat y Chebez 1997; Siegenthaler 2004), entre los que se incluyen, además de *Leopardus geoffroyi*, seis especies de

carnívoros (*L. colocolo*, *Puma yagouaroundi*, *P. concolor*, *Galictis cuja*, *Conepatus chinga* y *Pseudalopex gymnocercus*). Además, *Geranoaetus melanoleucus*, *Tyto alba* y otras aves rapaces habitan la zona y son potenciales competidores del gato montés. Entre las presas potenciales de estos carnívoros se encuentran varias especies de roedores (*Akodon azarae*, *A. molinae*, *Calomys musculus*, *Eligmodontia typus*, *Graomys griseoflavus*, *Oligoryzomys longicaudatus*, *Reithrodon auritus*, *Galea musteloides*, *Microcavia australis*, *Tympanoctomys barrerae*, *Ctenomys azarae*, *Lagostomus maximus* y *Dolichotis patagonum*), el marsupial *Thylamys elegans*, los armadillos *Zaedyus pichiy* y *Chaetophractus villosus*, la liebre europea (*Lepus europaeus*) y varias especies de aves caminadoras (*Eudromia elegans*, *Nothura* sp.) y passeriformes (Bisceglia et al. 2008; Teta et al. 2009). Los reptiles y anfibios son abundantes durante los meses cálidos, y sus densidades disminuyen considerablemente durante el invierno (obs. pers.). Dos especies exóticas de gran porte, el ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y el jabalí (*Sus scrofa*), se han aclimatado con éxito en la región y producen importantes modificaciones locales sobre el suelo y la vegetación.

PARQUE NACIONAL LIHUÉ CALEL. Creado en marzo de 1977, el PN Lihué Calel (37°57'S, 65°33'O) es una unidad de conservación manejada por la Dirección Regional Técnica Patagonia de la Administración de Parques Nacionales. La superficie de la unidad se incrementó recientemente desde sus 9.900 ha originales hasta 32.000 ha, extendiéndose hacia el norte sobre varios campos ganaderos y el Salitral Levalle, prácticamente en su totalidad (Figura 2.5). El sector original del parque, donde se desarrolló este estudio, no cuenta con la presencia de ganado desde hace más de 25 años. Varios incendios tuvieron lugar en el área protegida, y el último de ellos de gran magnitud (ocurrido en 2003) afectó más de 8000 ha. Las copiosas lluvias del año siguiente (Figura 2.4) permitieron la rápida recuperación de la vegetación (J. Pereira, obs. pers.).

ESTABLECIMIENTOS GANADEROS ALEDAÑOS AL ÁREA PROTEGIDA. Durante el año 2003, a fin de conocer las características de los campos ganaderos de la zona, se encuestó a los habitantes de 17 establecimientos lindantes o cercanos al parque nacional. La descripción siguiente de los campos ganaderos está basada en lo reportado por los encuestados y representa una superficie total de 127.470 hectáreas.

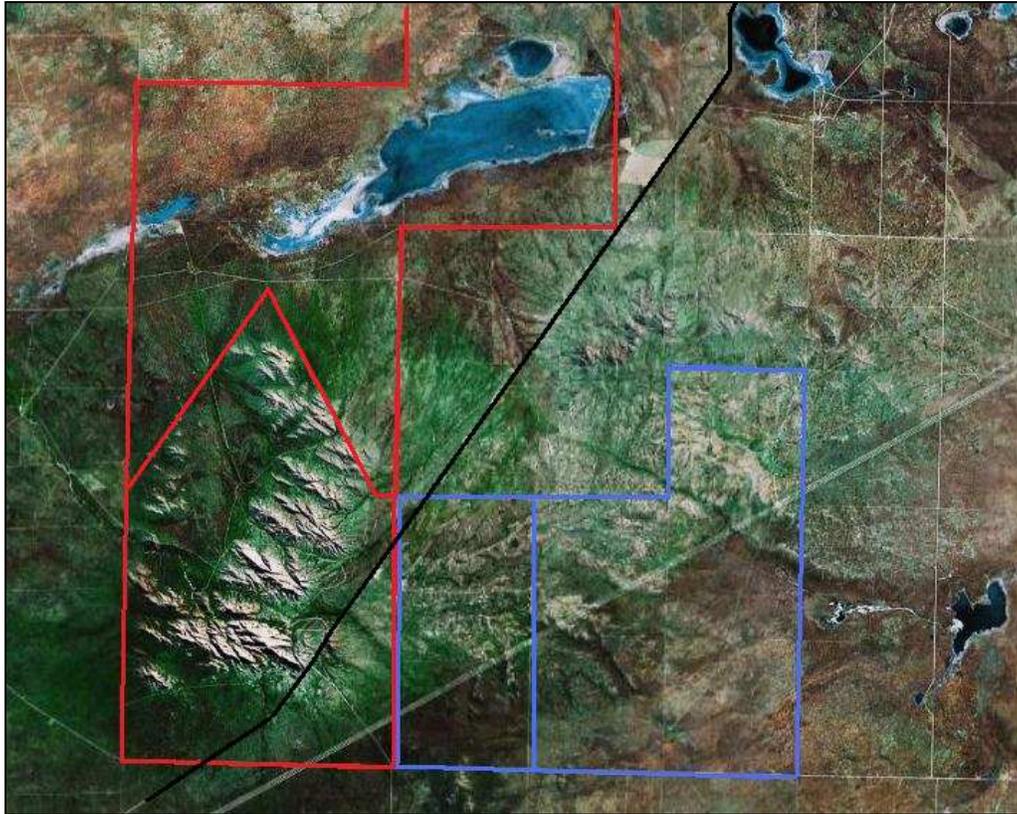


Figura 2.5. Imagen satelital que muestra los límites del Parque Nacional Lihué Calel (en rojo, el área ubicada al sur muestra la superficie original de la unidad protegida en la que se llevó a cabo este estudio) y los Establecimientos “Aguas Blancas” (en azul, izquierda) y “Los Ranqueles” (en azul, derecha).

La superficie modal de los campos ganaderos en la zona es de unas 5.000 hectáreas (rango = 2.000 – 37.500), en las que se desarrolla fundamentalmente la ganadería extensiva de cría. Las razas vacunas utilizadas son Aberdeen Angus, Hereford y una cruce entre ambas, conocida como “Pampa” o “Caretá”. Considerando los 17 establecimientos involucrados, la cantidad total de cabezas de ganado vacuno existentes en el área al momento de la encuesta fue de 17.460 (incluidos 1.600 terneros), lo que implica una densidad de 0,14 vacas/ha. Sin embargo, la carga ganadera fue desigual en los distintos campos, fluctuando entre 0,02 y 0,21 vacas/ha. El 65% de los encuestados indicó que practica la rotación del ganado entre distintos potreros dentro del campo, a fin de permitir la recuperación de los pastos. El manejo del ganado incluye además el marcado de los animales y la vacunación contra aftosa (en todos los campos), la desparasitación (59% de los campos) y el suplemento de calcio y sal (82 y 59% de los campos, respectivamente).

Además de ganado vacuno, todos los encuestados informaron poseer caballos (en promedio $11,7 \pm 9,6$ por campo), utilizados durante el manejo de los rodeos y para las recorridas rutinarias de las propiedades. Sólo en dos establecimientos se criaban chivos (170 y 35 ejemplares cada uno), en otros

dos ovejas (65 y 10) y en sólo uno chanchos (10); estas últimas tres especies son criadas a fin de abastecer la demanda local de carne. En todos los establecimientos se informaron perros y gatos domésticos (3,5 y 2,8 en promedio por campo, respectivamente), utilizados como animales de compañía, de apoyo durante el manejo del ganado o como animales de caza, fundamentalmente del jabalí (*Sus scrofa*). Casi todos los encuestados informaron que los perros eran mantenidos en libertad y frecuentaban el monte, interactuando asiduamente con la fauna silvestre y en muchos casos actuando como depredadores de esta. La utilización del fuego como herramienta de manejo de la vegetación es una práctica ampliamente utilizada en la zona, y 14 de los 17 encuestados (82%) señalaron incendios intencionales en sus campos entre 2000 y 2003; en ese período se vieron afectadas unas 82.850 ha. Esta práctica alcanzó mayor magnitud en 2001, año en el que se incendiaron 61.100 ha (el 50,6 % de la superficie encuestada).

ESTABLECIMIENTOS “AGUAS BLANCAS” Y “LOS RANQUELES”. Los muestreos correspondientes a la zona con disturbio ganadero se llevaron a cabo fundamentalmente en los establecimientos Aguas Blancas y Los Ranqueles (Figura 2.5). El primero posee una extensión de 5.500 ha y limita con el parque nacional al Oeste y con otros campos ganaderos en las restantes direcciones. Está conformado por 16 potreros rectangulares de 1,25 x 2,5 km, dispuestos de a pares en dirección Norte–Sur. En este establecimiento se realiza un manejo activo de los rodeos, y durante el período de estudio se utilizó una carga aprox. de 0,1 vacas/ha. El Establecimiento Los Ranqueles está ubicado al Este de Aguas Blancas y limita con otros campos ganaderos en las restantes direcciones. A diferencia del campo anterior, este está constituido por potreros de 5 km x 5 km, y distintos propietarios manejan distintos potreros del mismo establecimiento. La carga ganadera utilizada durante el período de trabajo fue de 0,05 vacas/ha.

DIFERENCIAS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN ENTRE EL PN LIHUÉ CALEL Y LOS ESTABLECIMIENTOS “AGUAS BLANCAS” Y “LOS RANQUELES”. A fin de describir la estructura de la vegetación en ambas áreas, durante el verano de 2008 se seleccionaron al azar 15 parcelas (5 en jarillal, 5 en pastizal y 5 en bosque) de 10 m x 10 m en cada sitio, en las que se midieron nueve variables (siguiendo a Corbalán y Ojeda 2004 y Tabeni y Ojeda 2005) indicadoras de la estructura vertical y horizontal de la vegetación (cobertura y altura media de árboles, de arbustos, de gramíneas y de latifoliadas y porcentaje de suelo desnudo). En cada parcela se estimó cada variable por observación directa, y los resultados para cada tipo de ambiente fueron expresados como el promedio de la totalidad de las parcelas emplazadas en cada sitio para ese ambiente (Tabla 2.1).

	Bosque		Jarillal		Pastizal	
	PN	CG	PN	CG	PN	CG
ÁRBOLES						
Cobertura	68 ± 16	78 ± 8	2 ± 5	1 ± 2	4 ± 6	2 ± 5
Altura media	780 ± 84	840 ± 207	600	500	450	500
ARBUSTOS						
Cobertura	50 ± 26	16 ± 9	68 ± 16	60 ± 16	26 ± 6	28 ± 11
Altura media	136 ± 11	134 ± 25	168 ± 13	170 ± 20	120 ± 21	114 ± 21
GRAMÍNEAS						
Cobertura	70 ± 21	30 ± 12	76 ± 9	32 ± 11	70 ± 16	40 ± 12
Altura media	48 ± 8	21 ± 9	39 ± 12	16 ± 8	42 ± 11	18 ± 8
LATIFOLIADAS						
Cobertura	52 ± 19	26 ± 9	60 ± 10	32 ± 8	40 ± 19	38 ± 15
Altura media	15 ± 4	6 ± 2	9 ± 3	6 ± 4	17 ± 13	5 ± 3
SUELO DESNUDO						
Cobertura	13 ± 7	58 ± 16	12 ± 8	52 ± 8	17 ± 10	40 ± 12

Tabla 2.1. Media y desvío estándar del porcentaje de cobertura y altura media (en cm) de los principales estratos en tres ambientes del Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos (CG) aledaños, La Pampa, durante el verano de 2008.

Los tres ambientes considerados presentaron en CG menor cobertura de gramíneas (Prueba de Mann Whitney; $U \leq 1,0$; $P \leq 0,016$) y mayor cobertura de suelo desnudo ($U \leq 1,0$; $P \leq 0,016$) que en PN. Por el contrario, la cobertura de árboles no mostró diferencias entre sitios para ninguno de los tres ambientes ($U \geq 7,5$; $P \geq 0,296$). La cobertura de arbustos fue mayor en PN que en CG sólo para el ambiente de bosque ($U = 2,0$; $P = 0,028$), en tanto que la cobertura de latifoliadas fue mayor en PN tanto para el bosque ($U = 2,0$; $P = 0,028$) como para el jarillal ($U = 0$; $P = 0,009$). A excepción de la altura media del estrato de gramíneas, que fue menor en CG en los tres ambientes ($U \leq 1,0$; $P \leq 0,012$), y la altura media del estrato de latifoliadas en el bosque, que fue significativamente mayor en PN ($U = 0,5$; $P = 0,012$), el resto de los ambientes no mostraron diferencias significativas en la altura media de estratos entre sitios ($U \geq 5$; $P > 0,05$).

Este análisis indica que existen fuertes diferencias entre el área protegida y los campos ganaderos a nivel del estrato de las gramíneas, ya que en los segundos disminuye tanto la cobertura como la altura media de ese estrato. Asimismo, existe también un efecto menos marcado sobre el estrato de latifoliadas, ya que en algunos ambientes disminuye su cobertura y su altura media. Estos resultados son coincidentes con los observados por otros autores en otros sectores con manejo ganadero en la ecorregión del Monte (p.e., Gonnet 1998, Milesi et al. 2002).

BIBLIOGRAFÍA

- BARQUEZ, R., M. DÍAZ Y R. OJEDA. 2006. Mamíferos de la Argentina. Sistemática y distribución. SAREM, 359 pp.
- BÉRNILS, R., A. GIRAUDO, S. CARREIRA Y S. CECHIN. 2007. Répteis das porções subtropical e temperada da região Neotropical. *Ciência & Ambiente* 35:101–136
- BERTONATTI, C. Y J. CORCUERA. 2000. Situación ambiental de la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BISCEGLIA, S., J. PEREIRA, P. TETA Y R. QUINTANA. 2008. Food habits of Geoffroy's cat in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:1120–1126
- BROWN, A. Y S. PACHECO. 2006. Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. Pp. 28–31 en: BROWN, A., U. MARTÍNEZ ORTIZ, M. ACERBI Y J. CORCUERA (Ed.). *La Situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 587 pp.
- BURKART, R., N. BARBARO, R. SÁNCHEZ Y D. GÓMEZ, 1999. Ecorregiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.
- CABRERA, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Pp 1–85 en: FERREIRA SOBRAL, E. (Ed.). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. ACME, Buenos Aires.
- CABRERA, A. Y A. WILLINK. 1980. Biogeografía de América Latina. 2da. ed., Ser. Biol. Monogr. 13. OEA, Washington.
- CORBALÁN, V. Y R. OJEDA. 2004. Spatial and temporal organisation of small mammal communities in the Monte desert, Argentina. *Mammalia* 68:5–14
- DINERSTEIN, E., D. OLSON, D. GRAHAM, A. WEBSTER, S. PRIMM, M. BOOKBINDER Y G. LEDEC. 1995. Evaluación del estado de conservación de las Ecorregiones de América Latina y el Caribe. Publ. Banco Mundial – Fondo Mundial para la Naturaleza, Washington D.C., 135 pp.
- FERNÁNDEZ, O. Y C. BUSSO. 1999. Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina. En: ARNALDS, O. Y S. ARCHER (Ed.). *Case Studies of Rangeland Desertification*. Agricultural Research Institute Report Nro. 200, Islandia.
- FRASINELLI, C., J. VENECIANO, A. BELGRANO RAWSON Y K. FRIGERIO. 2002. Caracterización de la ganadería en San Luis. *IDIA XXI* 2:79–82
- GONNET, J. 1998. Impacto del pastoreo sobre poblaciones de aves y mamíferos hervíboros en la región de la Reserva de la Biosfera Ñacuñán, Mendoza, Argentina. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba, 166 pp.
- GONNET, J. Y R. OJEDA. 1998. Habitat use by small mammals in the arid Andean foothills of the Monte Desert of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments* 38:349–357
- GUEVARA, J., J. CAVAGNARO, O. ESTEVEZ, H. LE HOUEROU Y C. STASI. 1997. Productivity, management and development problems in the arid rangelands of the central Mendoza plains (Argentina). *Journal of Arid Environments* 35:575–600
- GUEVARA, J., M. BERTILLER, O. ESTEVEZ, E. GRÜN WALDT Y L. ALLEGRETTI. 2006. Pastizales y producción animal en las zonas áridas de Argentina. *Sécheresse* 17:242–256
- GUEVARA, J., E. GRÜN WALDT, O. ESTEVEZ, A. BISIGATO, L. BLANCO, F. BIURRUN, C. FERRANDO, C. CHIRINO, E. MORICI, B. FERNÁNDEZ, L. ALLEGRETTI Y C. PASSERA. 2009. Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73:228–237
- HEINONEN FORTABAT, S. Y J. C. CHÉBEZ. 1997. Los mamíferos de los parques nacionales de la Argentina. Monografía Especial L.O.L.A. n° 14, Buenos Aires.

- INDEC. 2000. Anuario estadístico de la República Argentina 2000. INDEC vol. XVI, Buenos Aires, 587 pp.
- INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario (CNA 2002). <http://www.indec.mecon.ar>
- INTA. 2004. Inventario Integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. Segunda Edición. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Universidad Nacional de La Pampa y Subsecretaría de Cultura de La Pampa. CD multimedia.
- LABRAGA, J. Y R. VILLALBA. 2009. Climate in the Monte Desert: Past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environments* 73:154–163
- LEAN, G., D. HINRICHSSEN Y A. MARKHAM. 1990. WWF atlas of the environment. Londres, 194 pp.
- MILESI, F., L. MARONE, J. LOPEZ DE CASENAVE, V. CUETO Y E. MEZQUIDA. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12:149–161
- MORELLO, J. 1958. La provincia fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2:3–155
- NAROSKY, T. Y D. YZURIETA. 1993. Guía de identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Tercera Edición. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- OJEDA, R. Y S. TABENI. 2009. The mammals of the Monte Desert revisited. *Journal of Arid Environments* 73:173–181
- OJEDA, R., C. BORCHI Y V. ROIG. 2002. Mamíferos de Argentina. Pp. 23-63 en: CEBALLOS, G. Y J. SIMONETTI (EDS.). *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-UNAM, México DF.
- POL, R., S. CARMÍN Y A. ASTIÉ. 2006. Situación ambiental de la Ecorregión del Monte. Pp. 226-239 en: BROWN, A., U. MARTÍNEZ ORTIZ, M. ACERBI Y J. CORCUERA (Ed.). *La Situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvete Argentina, Buenos Aires, 587 pp.
- RACCA, W. Y J. MALÁN. 1997. Contribución al conocimiento geohidrológico de las sierras de Lihué Calel y sus adyacencias, Dpto. Lihué Calel, La Pampa. *Actas de las I Jornadas de Investigación y Conservación en el Parque Nacional Lihué Calel*. Santa Rosa, La Pampa. Pp 29-30.
- ROIG JUÑENT, S., G. FLORES, S. CLAVER, G. DEBANDI Y A. MARVALDI. 2001. Monte Desert (Argentina): insect biodiversity and natural areas. *Journal of Arid Environments* 47:77–94
- SIEGENTHALER, G. (COORD.). 2004. Relevamiento de vertebrados de la provincia de La Pampa. En: *Inventario Integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Universidad Nacional de La Pampa, Subsecretaría de Cultura de La Pampa. CD multimedia.
- TABENI, S. Y R. OJEDA. 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environments* 63:244–255
- TETA, P., J. PEREIRA, N. FRACASSI, S. BISCEGLIA Y S. HEINONEN FORTABAT. 2009. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16(1)

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ABUNDANCIA DE LAS PRINCIPALES PRESAS DEL GATO MONTÉS

Los depredadores mantienen una relación de ajuste muy afinada con sus presas (Vezina 1985; Berger et al. 2001) y esa relación está fuertemente asociada no sólo al tamaño de las presas sino también a la biomasa de estas (Carbone et al. 1999). Es por ello que los depredadores exhiben en general respuestas funcionales o numéricas ante cambios en las disponibilidades de las presas, y la magnitud de esas respuestas depende de la magnitud del cambio y de la flexibilidad del depredador (Angerbjorn et al. 1999; Murdoch y Oaten 1975; Ward y Krebs 1985). La densidad de presas es un determinante fundamental de la densidad de carnívoros, hecho que ha sido probado tanto entre especies como entre poblaciones de una misma especie (Carbone y Gittleman 2002). Dado que la densidad poblacional para un carnívoro es un factor predictivo de su propensión a la extinción (Purvis et al. 2000), la densidad de presas constituye un elemento crítico hacia el mantenimiento de poblaciones estables de carnívoros (Carbone y Gittleman 2002).

El pastoreo por ganado puede impactar sobre las especies presa de los carnívoros a través de diversas formas, pero la interacción entre los mecanismos involucrados es compleja y su importancia relativa es difícil de valorar (Vickery et al. 2001). Sin embargo, tres mecanismos parecen ser los más influyentes: cambios en la estructura de la vegetación, cambios en la disponibilidad de recursos alimenticios y cambios en la presión de depredación. Estos efectos tienen en general un impacto sobre la diversidad y abundancia de pequeños mamíferos, aves, reptiles y otros vertebrados e invertebrados (ver revisión en Capítulo 1), las principales presas de los carnívoros pequeños y medianos.

El gato montés es un carnívoro especializado en vertebrados que consume una amplia variedad de especies (Ximénez 1975; Johnson y Franklin 1991; Manfredi et al. 2004). En la ecorregión del Monte, Bisceglia et al. (2008) hallaron para este felino una dieta compuesta mayoritariamente por pequeños roedores, con aportes secundarios de aves y reptiles. Pese a que la actividad ganadera está ampliamente difundida en el Monte (ver Capítulo 2), no existen estudios que evalúen los efectos del pastoreo por ganado sobre el conjunto de la comunidad de presas de este carnívoro. Sin embargo,

existen estudios que han analizado los efectos de este disturbio sobre algunos grupos puntuales de herbívoros presa [p.e., Gonnet (1998) para roedores y aves; Milesi et al. (2002) para aves; Corbalán et al. (2006) para cricétidos], aunque estos estudios no fueron abordados desde la óptica de la interacción depredador – presa. Sólo Bisceglia (2006) evaluó en el Monte la disponibilidad de alimento para el gato montés, aunque su estudio hizo hincapié sólo en los roedores cricétidos y se llevó a cabo sólo en un área protegida (PN Lihué Calel). Merece destacarse el estudio de Nussbaum (2008), quien estimó estacionalmente en 2007 la disponibilidad de cricétidos para el zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) en la misma área protegida y los mismos campos ganaderos que el presente estudio.

Se presentan en este capítulo las estimaciones de la abundancia de varios grupos de presas potenciales del gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel y en campos ganaderos aledaños, haciendo hincapié en comparaciones entre ambas áreas para evaluar los efectos del manejo ganadero sobre la abundancia y la composición de las comunidades de esos taxones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se hizo hincapié en cinco grupos de vertebrados seleccionados a partir de un trabajo previo de dieta del gato montés en el área (Bisceglia et al. 2008) y muestreos preliminares realizados en PN y CG. Los grupos seleccionados fueron (1) pequeños roedores de la Familia Cricetidae, (2) tuco-tucos (*Ctenomys* sp.), (3) aves pequeñas y medianas (fundamentalmente Passeriformes), (4) aves caminadoras del Orden Tinamiformes, y (5) liebres europeas (*Lepus europaeus*). Pese a que los roedores de la Familia Caviidae (*Galea musteloides* y *Microcavia australis*) y los reptiles son importantes presas del gato montés en el área (ver Capítulo 4 y Bisceglia et al. 2008), sus abundancias no fueron estudiadas por restricciones logísticas y de equipamiento.

Los muestreos se realizaron con periodicidad estacional, entre el verano (enero) y la primavera (octubre) de 2008, y se llevaron adelante en el sector norte del trazado antiguo del PN Lihué Calel y en los establecimientos “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles” (ver Capítulo 2 para detalles de ambas áreas).

Roedores cricétidos. Se consideraron como potenciales presas del gato montés a las siete especies de roedores cricétidos presentes en el área (*Akodon azarae*, *A. molinae*, *Graomys griseoflavus*, *Oligoryzomys longicaudatus*, *Calomys musculinus*, *Reithrodon auritus* y *Eligmodontia typus*), todas ellas de <100 gr de peso corporal promedio (Teta et al. 2009). La abundancia de estas especies se estimó utilizando en cada sitio (PN y CG) tres grillas de 7 x 7 trampas de captura viva tipo Sherman, manteniendo una distancia de 10 metros entre trampas vecinas. Tanto en PN como en CG las grillas

fueron instaladas en comunidades de jarillal, arbustal mixto y bosque. Los dos primeros hábitats fueron seleccionados porque ocupan en conjunto la mayor parte de la superficie en los dos sitios estudiados, por lo que los valores de abundancia obtenidos podrían ser potencialmente extrapolables a la mayor parte de ambos sitios. El hábitat de bosque fue seleccionado porque es el que presenta las mayores densidades de micromamíferos en la zona (Bonaventura et al. 1998; Teta et al. 2009). Las trampas fueron cebadas con una mezcla de grasa vacuna, avena, pasas de uva y pasta de maní, y el muestreo se extendió durante 5 noches de trapeo efectivo. Todos los roedores capturados fueron identificados a nivel de especie (excepto *Akodon azarae* y *A. molinae*, que fueron agrupados en *Akodon* sp. por dificultades en la distinción de ejemplares de tamaño intermedio entre ambas especies), marcados por corte de falanges, sexados, pesados, medidos y liberados en el mismo sitio de captura. El trabajo de manipulación de roedores se realizó bajo condiciones de bioseguridad contra Hanta Virus y otras enfermedades zoonóticas, según el protocolo descrito en Mills et al. (1998).

La abundancia de cricétidos se calculó para cada grilla considerando todos los individuos de todas las especies capturadas en forma conjunta, utilizando el método de captura y recaptura múltiple (Lancia et al. 1994) y el programa CAPTURE (Rexstad y Burnham 1991). Este programa contrasta el cronograma de capturas-recapturas obtenido contra ocho modelos de captura-recaptura y recomienda cuál de esos modelos es el que mejor ajusta al patrón observado (detalles sobre los modelos se describen en el Apéndice 1). Uno de esos modelos es M_h , que asume que existe heterogeneidad en las probabilidades de captura de los diferentes individuos en la población. Dado que la estimación de la abundancia se basó en individuos de distintas especies (y es esperable que los individuos de distintas especies manifiesten heterogeneidad comportamental), este modelo sería el más adecuado para el diseño utilizado (Dr. Michael J. Conroy, University of Georgia, com. pers.). Por ese motivo, el modelo M_h fue fijado para la estimación de la abundancia en todos los casos, lo que pareció razonable considerando también el buen ajuste que presentó en todas las oportunidades. Para el caso de las grillas del campo ganadero, se obtuvieron muy bajas tasas de captura y casi no se obtuvieron recapturas, por lo que no fue posible modelar las abundancias utilizando CAPTURE. En ese sitio, la abundancia se estimó considerando el mínimo número de individuos (MNI) registrados en cada grilla.

La densidad de cricétidos se estimó dividiendo el valor de abundancia por el área de efecto de las trampas, agregando un buffer a cada grilla fijado en 8 m hacia cada lado. Ese valor fue obtenido como la mitad del promedio de la distancia máxima recorrida por los individuos capturados en más de una trampa ($\frac{1}{2}$ PDMR). Finalmente, el valor de densidad para cada sitio (PN y CG) fue calculado para cada estación promediando los valores obtenidos en las tres grillas ponderados por el área de cobertura

de cada tipo de hábitat en cada sitio. Los valores de abundancia fueron comparados entre estaciones para PN utilizando el programa CONTRAST (Hines y Sauer 1989).

Tuco tuco (Ctenomys sp.). Los hábitos subterráneos de los tuco tuco dificultan la estimación de su abundancia absoluta, ya que para ello se requiere de una función que relacione el número de individuos con el número de signos de presencia reconocibles en superficie (montículos o bocas de alimentación) (Thompson et al. 1998). Por ello, la actividad de estos roedores se estimó contabilizando la cantidad de montículos y bocas de alimentación activas en transectas de 300 m de largo x 10 m de ancho (entre 12 y 14 por sitio por estación), dispuestas al azar en distintos ambientes. En muestreos preliminares se observó que en muchos casos las bocas de alimentación presentaron un patrón agrupado en espacios de aprox. 2 m², y la excavación de 3 de esos agrupamientos permitió reconocer que esas bocas pertenecían al mismo sistema de cuevas. En base a esta observación, los montículos y cuevas de alimentación separados por <2 m fueron considerados como un único registro. Pese a que *C. mendocinus* (la especie probablemente presente en el área; Parada 2007; Dr. Marcelo Kittlein, Universidad Nacional de Mar del Plata, com. pers.) posee hábitos solitarios y mantiene sistemas de cuevas individuales (Rosi et al. 2005), montículos y bocas de alimentación separados por más de 2 m pueden aún pertenecer al mismo sistema de cuevas y, por ende, al mismo individuo. Por ejemplo, en Mendoza las bocas de un mismo sistema de cuevas de esta especie pueden estar separadas por >50 m (Rosi et al. 2005). Este hecho justifica la utilización de un índice de abundancia relativa (o de “actividad relativa”), teniendo en cuenta además que, a los fines comparativos, este sesgo se mantiene constante en los 2 sitios (PN y CG) y a lo largo de las estaciones. La actividad entre sitios y estaciones fue comparada con el programa CONTRAST (Hines y Sauer 1989).

Aves pequeñas y medianas. La abundancia de este grupo, que incluyó a las palomas (Orden Columbiformes), pájaros carpinteros (Familia Picidae) y todas las especies del Orden Passeriformes presentes en el área, se estimó mediante el método del Conteo Intensivo por Puntos (Reynolds et al. 1980). Los muestreos fueron realizados por la mañana y se registraron todas las especies vistas y oídas alrededor de un punto focal de observación durante un período de 20 minutos. Para cada registro se estimó con la mayor exactitud posible la distancia al observador. En cada sitio (PN y CG) se muestrearon 8 puntos por estación, separados por >500 m para garantizar que sean independientes entre sí, cuya posición fue seleccionada al azar. Los datos fueron analizados utilizando el Método del Radio Variable (Estades 1995) y el programa DISTANCE (Laake et al. 1994). Se realizaron contrastes entre las densidades obtenidas entre estaciones para un mismo sitio y entre sitios para una misma estación

utilizando el programa CONTRAST (Hines y Sauer 1989).

Aves tinamiformes. La abundancia relativa conjunta de las cuatro especies de este grupo presentes en el área [la martineta común (*Eudromia elegans*), el inambú común (*Nothura maculosa*), el inambú petiso (*N. darwini*) y el inambú montaraz (*Nothoprocta cinerascens*)] se estimó mediante el conteo de individuos en transectas de 3 km de largo emplazadas sobre caminos vehiculares de tierra. Cada transecta fue recorrida por la mañana y a velocidad constante, y se contabilizaron todos los individuos observados sobre una franja de 10 m de ancho con centro en la línea de marcha. En cada sitio (PN y CG) se dispusieron 4 transectas, cada una de las cuales fue recorrida 3 veces por estación. La abundancia relativa de tinamiformes fue estimada como el número de individuos registrados por kilómetro recorrido, y los valores fueron comparados utilizando CONTRAST (Hines y Sauer 1989).

Liebres. La abundancia de liebres se estimó mediante el método de transecta de línea (Buckland et al. 1993), recorriendo en cada sitio 3 transectas de 6 km de largo emplazadas sobre senderos de tierra. Cada transecta fue recorrida en vehículo durante el ocaso y a velocidad constante, 4 veces por estación. Se contabilizaron todos los individuos detectados en cada transecta y la distancia perpendicular a la línea de marcha. Los datos fueron analizados utilizando el programa DISTANCE (Laake et al. 1994) y se realizaron contrastes entre las densidades obtenidas utilizando CONTRAST (Hines y Sauer 1989).

RESULTADOS

Roedores cricétidos. Se obtuvieron a lo largo del estudio 208 capturas de cricétidos pertenecientes a 116 individuos en PN y 10 en CG. Seis especies (*Graomys griseoflavus*, *Eligmodontia typus*, *Calomys musculus*, *Akodon molinae*, *A. azarae* y *Oligoryzomys longicaudatus*) fueron capturadas en PN, en tanto que sólo cuatro (*G. griseoflavus*, *E. typus*, *C. musculus* y *A. molinae*) fueron capturadas en CG. *Reithrodon auritus* no fue capturada en ningún sitio ni estación.

En PN, los cricétidos mostraron distintas abundancias entre hábitats a lo largo del año ($\chi^2 = 131,4$; gl = 9; $P < 0,001$). El hábitat que presentó la mayor abundancia tanto en verano como en otoño fue el bosque (Tabla 3.1), y las diferencias con los otros dos hábitats en esas estaciones fueron significativas ($\chi^2 > 26$; gl = 1; $P < 0,001$). Por el contrario, las diferencias en las abundancias de cricétidos entre el pastizal y el jarillal no fueron significativas ni en verano ($\chi^2 = 0,19$; gl = 1; $P = 0,666$) ni en otoño ($\chi^2 = 3,02$; gl = 1; $P = 0,082$). En invierno y primavera no se obtuvieron capturas en el jarillal, y las diferencias en las abundancias de cricétidos entre pastizal y bosque no fueron

significativas en ninguna de esas estaciones ($\chi^2 \leq 0,10$; gl = 1; $P \geq 0,754$) (Tabla 3.1).

Estación	Grilla	No. de capturas	No. de individuos	Abundancia estimada	EE	95% IC	Densidad (ind. / km ²)
Verano	Pastizal	28	16	28	6,3	21 – 47	4827,6
	Bosque	35	22	39	7,6	30 – 61	6724,1
	Jarillal	13	10	24	6,8	16 – 44	4137,9
Otoño	Pastizal	22	12	13	2,5	13 – 28	2241,4
	Bosque	58	33	38	3,1	34 – 47	6551,7
	Jarillal	5	4	4	2,3	4 – 19	689,7
Invierno	Pastizal	11	5	7	3,0	6 – 21	1206,9
	Bosque	14	6	8	1,8	7 – 15	1379,3
	Jarillal	0	0	-	-	-	0
Primavera	Pastizal	5	5	5	2,4	5 – 5	862,1
	Bosque	4	3	4	2,1	3 – 6	689,7
	Jarillal	0	0	-	-	-	0

Tabla 3.1. Capturas, abundancias estimadas con CAPTURE (en base al Modelo M_h), error estándar (EE) y densidades estacionales de roedores cricétidos en distintos ambientes a lo largo del año en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa.

Graomys griseoflavus y *Akodon* sp. fueron las especies con mayor representación en los trampeos de verano (67,4% del total estacional de capturas entre ambas) y otoño (79,2%) en PN, aunque en las restantes estaciones su frecuencia de captura disminuyó significativamente ($P < 0,05$). El resto de las especies presentaron frecuencias de captura inferiores a 7 individuos por estación, e incluso *Calomys musculinus* y *O. longicaudatus* no fueron capturadas en primavera (Figura 3.1A).

En CG se obtuvieron muy pocas capturas a lo largo del estudio como para estimar abundancias con métodos de captura – recaptura, por lo que las estimaciones se realizaron en base al mínimo número de individuos (MNI) capturados. Las densidades obtenidas fueron siempre inferiores a 520 ind. / km², e incluso durante la primavera no se capturó ningún cricétido en ninguno de los tres hábitats (Tabla 3.2). Esto impidió realizar comparaciones estadísticas entre hábitats y entre estaciones. Incluso considerando los tres hábitats en forma conjunta, para ninguna especie se capturaron mas de 3 individuos por estación (Figura 3.1B).

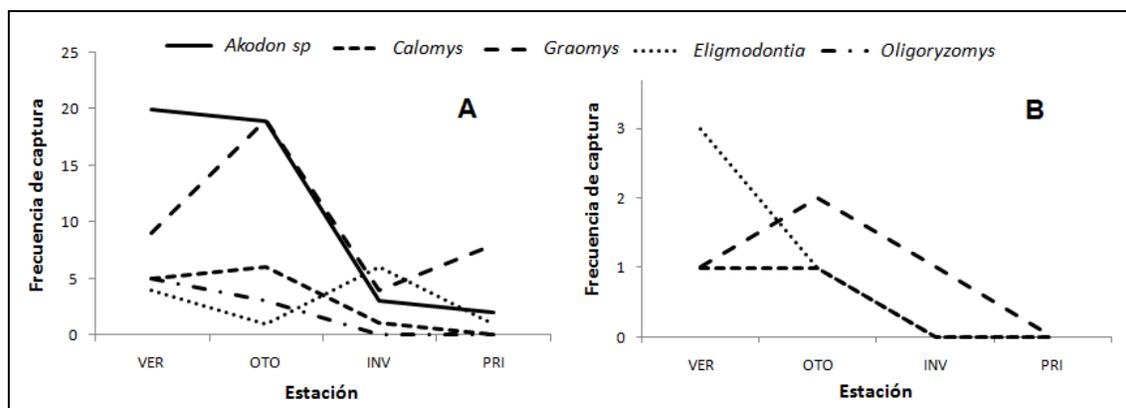


Figura 3.1. Frecuencia de captura de las distintas especies de roedores cricétidos a lo largo del año en el Parque Nacional Lihú Calel (A) y el establecimiento ganadero aledaño “Aguas Blancas” (B), La Pampa.

Agrupando los tres ambientes por sitio y considerando las densidades estacionales globales, la mayor densidad de cricétidos se obtuvo en PN durante el verano (6231 ind./km²), y ese parámetro fue disminuyendo en forma significativa ($P < 0,1$) a lo largo del año hasta alcanzar un mínimo en primavera (Figura 3.2A). Las densidades calculadas para el campo ganadero fueron en promedio 98% inferiores a la estimadas para PN, con un máximo en otoño de 278 ind./km².

Estación	Grilla	No. de capturas	No. de individuos	Abundancia (MNI)	Densidad (ind. / km ²)
Verano	Pastizal	0	0	0	0
	Bosque	2	2	2	344,8
	Jarillal	3	3	3	517,2
Otoño	Pastizal	1	1	1	172,4
	Bosque	1	1	1	172,4
	Jarillal	4	2	2	344,8
Invierno	Pastizal	0	0	0	0
	Bosque	1	1	1	172,4
	Jarillal	0	0	0	0
Primavera	Pastizal	0	0	0	0
	Bosque	0	0	0	0
	Jarillal	0	0	0	0

Tabla 3.2. Capturas, abundancias (Mínimo Número de Individuos) y densidades estacionales de cricétidos en distintos ambientes a lo largo del año en “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles”, La Pampa.

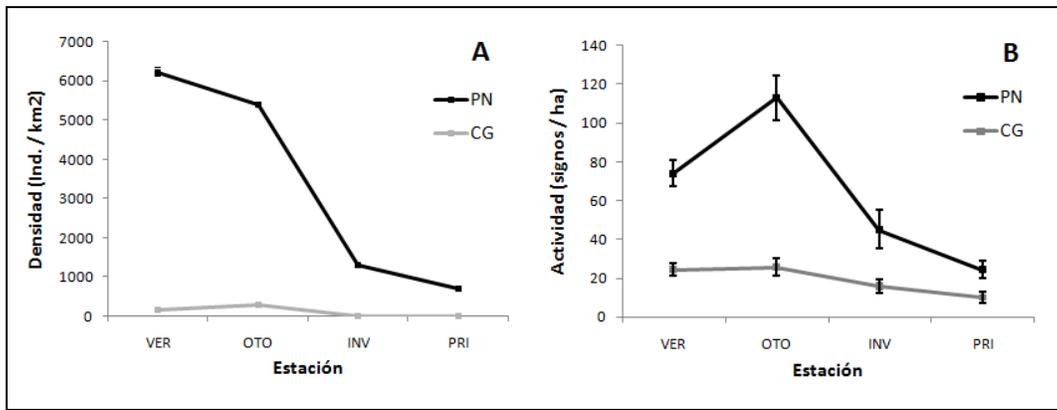


Figura 3.2. Densidad estacional (media \pm DE) de roedores cricétidos (A) y actividad de tuco tucos (media \pm EE) (B) en el PN Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa

Tuco tucos (*Ctenomys sp.*). La actividad de tuco tucos fue significativamente mayor en PN respecto de CG durante todas las estaciones del año ($\chi^2 > 8,5$; gl = 1; $P < 0,001$). La mayor densidad de signos de tuco tuco en PN se obtuvo durante el otoño (113/ha) y la menor durante primavera (24,3/ha), y las diferencias fueron significativas entre todas las estaciones ($P < 0,001$). En CG, las mayores densidades de signos de tuco tuco se obtuvieron en verano y otoño (~25/ha), y los signos disminuyeron significativamente ($P < 0,01$) hacia el invierno para alcanzar su menor valor en primavera (10/ha) (Figura 3.2B).

Aves pequeñas y medianas. La densidad de este grupo varió significativamente a lo largo del muestreo ($\chi^2 = 1062,5$; gl = 7; $P < 0,001$). Tanto en PN como en CG las densidades variaron significativamente de estación a estación ($\chi^2 > 8$; gl = 1; $P < 0,001$), a excepción de la comparación otoño – primavera en CG cuyas estimaciones no se diferenciaron ($\chi^2 = 3,8$; gl = 1; $P = 0,051$). La mayor densidad de aves se dio en verano y la menor en invierno, tanto en PN (2711,9 y 803,6 ind./km², respectivamente) como en CG (3002,1 y 521,6 ind./km²) (Figura 3.3A). La densidad de aves fue significativamente mayor en CG que en PN durante el verano ($\chi^2 = 232,4$; gl = 1; $P < 0,001$), pero esa situación se revirtió en las otras tres estaciones ($\chi^2 > 16$; gl = 1; $P < 0,001$) (Figura 3.3A).

La riqueza de especies de aves fue en general mayor en PN, donde se alcanzó un máximo estacional de 26 especies durante el verano. El máximo en CG se alcanzó en verano y otoño, con 19 especies en ambas estaciones (Figura 3.3B). Sin embargo, las diferencias en la riqueza de especies por sitio no fueron significativas en ninguna de las temporadas analizadas (Prueba de Kruskal Wallis; $P > 0,05$).

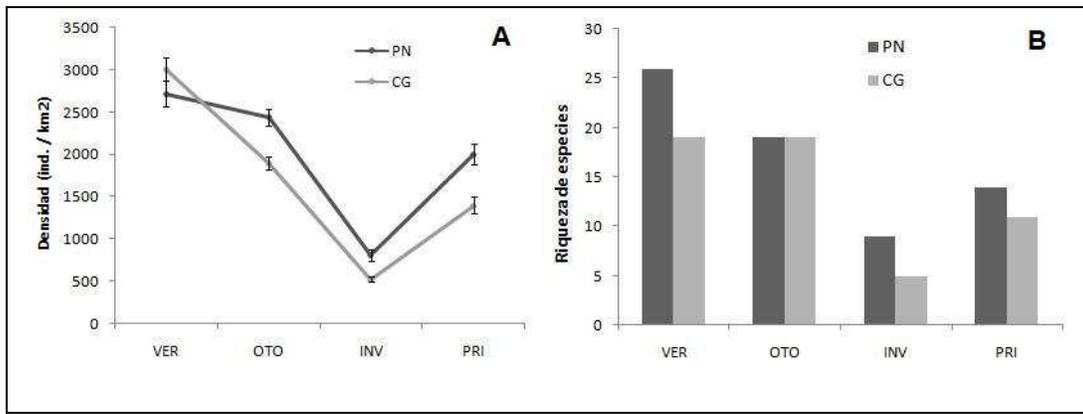


Figura 3.3. Densidad estacional (\pm EE) de aves pequeñas y medianas (A) y riqueza de especies de ese grupo (B) en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG) a lo largo del año.

Aves tinamiformes. La abundancia relativa de tinamiformes mostró variaciones significativas a lo largo del muestreo ($\chi^2 = 60,9$; gl = 7; $P < 0,001$). En PN, la abundancia relativa de este grupo varió significativamente entre todas las estaciones ($\chi^2 > 14$; gl = 1; $P < 0,001$); la mayor abundancia relativa se obtuvo en otoño (7,9 ind./km recorrido) y la menor en verano (3,0 ind./km). En CG, la abundancia relativa alcanzó un máximo en otoño (8,1 ind./km) y un mínimo en primavera (2,7 ind./km), en tanto que las estimaciones intermedias de verano e invierno no fueron significativamente distintas entre si ($\chi^2 = 2,0$; gl = 1; $P = 0,157$). La abundancia relativa estacional de tinamiformes no varió significativamente entre sitios excepto en invierno ($\chi^2 = 92,1$; gl = 1; $P < 0,001$), cuando fue superior en CG (Figura 3.4A).

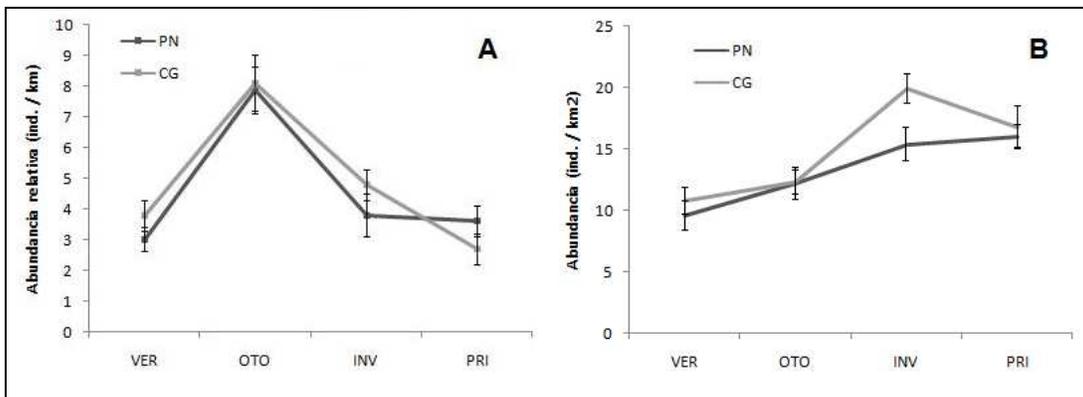


Figura 3.4. Abundancia relativa (\pm EE) de aves tinamiformes (A) y densidad (\pm EE) de liebres (B) en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG) a lo largo del año.

Liebres. La densidad de liebres no fue uniforme a lo largo del muestreo ($\chi^2 = 58,5$; gl = 7; $P < 0,001$). En PN, las densidades de verano (9,6 ind./km²) y otoño (12,2 ind./km²) no variaron en forma significativa ($\chi^2 = 2,2$; gl = 1; $P = 0,142$). Durante el invierno la densidad continuó en ascenso, aunque las diferencias con la densidad de otoño no fueron significativas ($\chi^2 = 0,02$; gl = 1; $P = 0,889$), hasta que se alcanzó un pico de 16,0 ind./km² en primavera (Figura 3.4B). En CG, la densidad de liebres varió significativamente a lo largo de todas las estaciones ($\chi^2 > 5$; gl = 1; $P \leq 0,023$), excepto entre verano y otoño ($\chi^2 = 1,1$; gl = 1; $P = 0,313$), y el pico de densidad (19,9 ind./km²) se alcanzó durante el invierno (Figura 3.4B).

La densidad de liebres fue significativamente mayor en CG que en PN durante el invierno ($\chi^2 = 273,9$; gl = 1; $P < 0,001$), en tanto que en las restantes estaciones las diferencias entre sitios no fueron significativas ($\chi^2 < 0,5$; gl = 1; $P \geq 0,461$) (Figura 3.4B).

DISCUSIÓN

Los recursos alimenticios considerados en este estudio para el gato montés disminuyeron significativamente en los campos ganaderos respecto del parque nacional, y esto se dio con cargas de hasta 0,1 vacas/ha. La mayor diferencia se observó para los micromamíferos, el ítem presa más importante para este felino en el área (Bisceglia et al. 2008). Como resultado del manejo ganadero, la densidad de cricétidos en campos pastoreados cayó en más del 94% en todas las estaciones respecto del área protegida, en tanto que la riqueza de especies de este grupo también fue menor en sitios pastoreados. La actividad de tuco tucos cayó entre el 59% (primavera) y el 77% (otoño) respecto del área protegida. La densidad de aves pequeñas y medianas fue también mayor en el área protegida en otoño, invierno y primavera, y pese a que ese patrón se invirtió en el verano, la riqueza de especies no varió entre sitios en esa estación. Por el contrario, los otros dos taxas considerados (aves tinamiformes y liebres europeas) no mostraron una respuesta numérica significativa al manejo ganadero, y sus abundancias no variaron entre sitios a lo largo del año excepto durante el invierno, cuando ambos fueron más abundantes en campos ganaderos.

La notable disminución registrada en la abundancia de cricétidos es coincidente con lo observado por otros autores en sitios bajo manejo ganadero en el Monte (p.e., Maldonado Curti 1990; Gonnet 1998). En esta ecorregión, *Akodon* sp. y *Calomys musculinus* seleccionan microhábitats con cobertura vegetal densa (Gonnet y Ojeda 1998; Corbalán y Ojeda 2004; Corbalán 2005; Tabeni y Ojeda 2005), debido a que su forma de locomoción cuadrúpeda (Taraborelli et al. 2003a) reduce sus posibilidades de escape frente a otras especies como *Eligmodontia typus* (que posee locomoción

bípeda, más efectiva para realizar maniobras de disuasión). Así, la remoción de la cobertura vegetal aumenta el riesgo de depredación para estas especies, haciéndolas dependientes de hábitats con cobertura densa. Este patrón ha sido reportado también para el área de estudio por Bonaventura et al. (1998) y Teta et al. (2009), quienes hallaron una correlación positiva fuerte tanto para *Akodon* sp. como para *C. musculus* con áreas de cobertura vegetal densa. En concordancia, a lo largo de este estudio *Akodon* sp. fue la especie más capturada en el área protegida, en tanto que en los campos ganaderos no se obtuvo ningún individuo. Para el caso de *C. musculus*, su frecuencia de captura fue muy baja en ambos sitios, aunque levemente superior en el área protegida. Por otro lado, *Graomys griseoflavus* es un generalista de hábitat (Tabeni y Ojeda 2005; Teta et al. 2009) con posibilidad de efectuar largos saltos para escapar de los depredadores (Taraborelli et al. 2003a). Este cricétido fue el segundo más capturado en el área protegida detrás de *Akodon* sp., aunque su frecuencia de captura fue muy baja en campos ganaderos. Por el contrario, *E. typus* presenta características morfológicas (p.e., patas posteriores largas) y comportamentales (escape en dirección errática) que le permiten explotar hábitats con baja cobertura vegetal (Taraborelli et al. 2003a), por lo que suele verse favorecido en áreas bajo manejo ganadero donde también la competencia con otras especies se ve minimizada (Tabeni y Ojeda 2005; Corbalán et al. 2006). Sin embargo, la frecuencia de captura de este cricétido en este estudio fue muy baja en ambos sitios.

En áreas desérticas y semidesérticas las lluvias anuales determinan la productividad del sistema y, por ende, la disponibilidad de alimento para las especies silvestres (Kemp 1989). El área de estudio estuvo sometida a una prolongada sequía durante el período de trabajo (año 2008), a lo que debe sumarse el hecho de que los tres años precedentes también fueron años con precipitaciones inferiores a la media (ver Capítulo 2). A fin de evaluar un posible efecto de las precipitaciones sobre la abundancia de cricétidos en el parque nacional, los resultados obtenidos fueron comparados con otros dos estudios realizados en el área protegida en los que se emplearon los mismos métodos y se relevaron los mismos ambientes. En primer término, Bisceglia (2006) estimó la densidad de cricétidos en 2005 (un año seco pero precedido por un año con lluvias muy superiores a la media) y obtuvo densidades en arbustales de entre 9800 ind./km² en verano y 1220 ind./km² en primavera. Esas estimaciones estacionales son en promedio 50% superiores a las obtenidas en el presente estudio. Otro trabajo (Nussbaum 2008) desarrollado en el área en 2007 (un año seco precedido por otro año seco) arrojó densidades de cricétidos en el parque nacional de entre 5509 ind./km² en otoño y 1606 ind./km² en primavera, estimaciones en promedio 28% superiores a las obtenidas en el presente estudio aunque inferiores a las obtenidas por Bisceglia (2006). Esto indicaría que el nivel de precipitaciones y la progresión del déficit hídrico condicionan la abundancia de cricétidos en los ambientes del área protegida y explicaría las

bajas densidades obtenidas durante el período de sequía prolongada estudiado. Por otra parte, Nussbaum (2008) estimó en los campos ganaderos densidades de cricétidos inferiores a los 180 ind./km² tanto en verano como en otoño, al tiempo que no capturó ningún ejemplar durante las restantes temporadas. Estos resultados son muy similares a los obtenidos en campos ganaderos durante el presente estudio, y apoyan la idea de que el manejo ganadero tiene un fuerte efecto sobre la densidad de cricétidos en el área.

Pia et al. (2003) estudiaron los efectos de la ganadería sobre la densidad de pequeños mamíferos en la estepa de la Pampa de Achala (Córdoba) y hallaron reducciones significativas en áreas ganaderas no sólo para cricétidos sino también para tuco tucos. En el sector mendocino de la Ecorregión del Monte, Puig et al. (1999) y Rosi et al. (2003) observaron que los tuco tucos son especialistas tróficos que consumen fundamentalmente gramíneas y evitan los arbustos, patrón de alimentación similar al que exhibe el ganado. Sin embargo, en la medida en que las gramíneas se hacen menos abundantes, estos roedores tienden a consumir partes de arbustos e incrementan el número de ítems alimenticios en función de la disponibilidad en las cercanías de las bocas de alimentación. Su actividad de forrajeo ocurre fuera de las cuevas, en superficie, aunque también pueden almacenar alimento y consumirlo dentro de las mismas (Rosi et al. 2009). El incremento de la superficie de suelo desnudo y la simplificación de la estructura de la vegetación observada en los campos ganaderos (ver Capítulo 2), serían factores que, por un lado, contribuirían a disminuir la oferta forrajera para los tuco tucos y, por el otro, incrementarían su vulnerabilidad a la depredación. Asimismo, la competencia con el ganado por el forraje (Rosi et al. 2009) y la compactación del suelo y destrucción de cuevas producto del continuo pisoteo por parte de las vacas (Pia et al. 2003) contribuirían a disminuir la abundancia de estos roedores en campos ganaderos.

Las aves pequeñas y medianas alcanzaron mayores densidades durante el verano y el otoño tanto en el área protegida como en los campos ganaderos, producto de dos causas principales. Por un lado, de las 174 especies de aves que habitan el área, unas 55 efectúan desplazamientos estacionales, con la mayoría de ellas ingresando a la zona durante el período estival (Bruno et al., en prep.). Por el otro, en los meses cálidos de finales de primavera, verano y principios del otoño se concentra la mayor parte de la actividad reproductiva anual para las aves del Monte (Mezquida 2000), lo que se traduciría en el reclutamiento en esas temporadas de nuevos individuos jóvenes a la población. Como resultado, las aves pequeñas y medianas constituirían un recurso con amplia variación estacional para los depredadores en ambos sitios, en concordancia con otros grupos de presas (p.e., reptiles y anfibios) que despliegan actividad sólo durante los meses cálidos del año.

Pese a que la riqueza de especies no varió significativamente entre sitios, la densidad de aves

mostró diferencias entre los campos ganaderos y el área protegida. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Milesi et al. (2002) en la Reserva de la Biósfera Ñacuñán y campos ganaderos aledaños emplazados en la porción mendocina del Monte, pero difieren con los hallados por Gonnet (1998) en los mismos sitios, quien no detectó diferencias en la abundancia de aves entre tratamientos. Si bien la dificultad para distinguir entre algunas especies en el campo no permitió la realización de un análisis detallado a nivel específico, algunas observaciones podrían ayudar a explicar el patrón observado. Por ejemplo, algunas especies de granívoros (p.e., *Sicalis luteola*, *Diuca diuca*) fueron más abundantes en el área protegida que en los campos ganaderos, lo que coincide con lo observado por Gonnet (1998). Este autor halló diferencias de más de dos órdenes de magnitud en la abundancia de semillas en plantas en pie a favor del área protegida y observó además una correlación positiva entre las densidades de aves granívoras y la abundancia de semillas. Si bien no se realizó una cuantificación sistemática similar durante este trabajo, observaciones ocasionales indican que las semillas en plantas en pie también fueron más abundantes en el sitio protegido (J. Pereira, obs. pers.; Lic. Natalia Fracassi, com. pers.). Este patrón coincide con lo descrito por Cavagnaro y Dalmaso (1983), quienes observaron en áreas sometidas a ganadería en el Monte que el aumento de la intensidad de pastoreo anula la emisión de espigas por parte de dos especies de gramíneas comunes en la zona (*Pappophorum caespitosum* y *Trichloris crinita*). En este marco, López de Casenave (2001) postuló que en años con abundancia promedio de semillas, las aves granívoras no están limitadas por el alimento en el Monte occidental, ya que el consumo de semillas es mucho menor a su disponibilidad. Sin embargo, sugirió que las aves podrían estar ocasionalmente limitadas según un modelo de “cuello de botella”, poniéndose en evidencia la limitación durante años secos precedidos por años secos (sequías prolongadas). Dado que este es el caso del presente estudio, la disponibilidad de semillas podría ser un factor influyente en las abundancias de aves estimadas, efecto que sería aún más marcado en el campo ganadero por el efecto adicional del pastoreo.

Por otro lado, distintos estudios demostraron que en sitios sometidos a ganadería el éxito reproductivo (tamaño de camada, éxito de anidamiento) en aves puede verse considerablemente afectado. Por ejemplo, Sutter y Ritchison (2005) observaron mayores tasas de depredación de nidos en sitios con ganado que en sitios sin ganado, y atribuyeron ese hecho a que la disminución de la cobertura vegetal favorece la detección de los nidos por parte de los depredadores. En ese sentido, Salva y Cozzani (2004) estimaron una tasa de pérdida de nidos cercana al 70% en sitios con ganado en el pastizal pampeano, mientras que ese parámetro apenas superó el 12% en áreas de exclusión ganadera. Bock y Webb (1984), por su parte, constataron que una especie de ave de pastizal (*Ammodramus savannarum*) directamente no ocupó ni intentó reproducirse en campos sometidos a pastoreo. Para el

caso particular del Monte, Mezquida y Marone (2001) observaron que incluso en áreas sin ganadería la depredación es un factor importante de pérdida de nidos para aves passeriformes. Evidencia sobre depredación diferencial de aves entre sitios con y sin ganado en el área de estudio proviene del trabajo de Nusbaum (2008), quien halló que las aves fueron casi dos veces más consumidas por el zorro gris en campos ganaderos que en el parque nacional. Cabe destacar que, sin embargo, esa evidencia no permite determinar si las aves fueron más consumidas por quedar más vulnerables a los depredadores en los campos con ganadería o por un aumento del esfuerzo de forrajeo del zorro en sitios con menor disponibilidad de alimento.

En este marco, resulta llamativo que durante el verano la densidad de aves pequeñas y medianas haya sido significativamente mayor en los campos ganaderos que en el área protegida. Si bien el pastoreo por ganado altera la estructura de la vegetación y la disponibilidad de alimento para las especies silvestres (ver Capítulo 1), distintas especies o grupos particulares (p.e., gremios de alimentación o Familias taxonómicas) podrían percibir de distinta forma estas modificaciones y, de acuerdo a ello, responder de manera diferencial. Smith y Smith (1992) y Herkert (1994) observaron que ciertas especies de aves se ven beneficiadas por niveles de pastoreo que brindan condiciones particulares de hábitat. Así, durante el verano, especies como *Furnarius rufus*, *Hymenops perspicillata*, *Upucerthia dumetaria* y *Xolmis irupero* fueron más registradas en los campos ganaderos que en el área protegida, en tanto que *Zenaida auriculata*, una especie asociada a sitios alterados (Bucher 1990), fue registrada en grupos de mayor tamaño en los campos ganaderos que en el área protegida. Gonnet (1998) observó para esa paloma el mismo patrón en el Monte mendocino, en tanto que una especie muy similar pero que habita en el hemisferio norte, *Z. macroura*, es también más abundante en campos sometidos a ganadería en los Estados Unidos (Bock et al. 1984). Esas diferencias en las abundancias de unas pocas especies particulares habrían originado la diferencia en la densidad obtenida durante el período estival a favor del área ganadera.

El efecto del pastoreo con la carga ganadera utilizada en el área no sería lo suficientemente fuerte como para generar una respuesta numérica consistente ni en aves tinamiformes ni en liebres europeas. Esto concuerda con lo hallado para la liebre en las sierras de Córdoba por Pia et al. (2003), para la martineta común en el Monte de Mendoza por Gonnet (1998) y para el inambú común en pastizales del sur de Buenos Aires (Salva y Cozzani 2004). Pese a que la acción del ganado disminuye los recursos tróficos disponibles para estos vertebrados (Grigera 1973; Canevari et al. 1991; Campos et al. 2001; Giannoni et al. 2005), la reducción de la cobertura vegetal por el pastoreo conllevaría también la ventaja de optimizar la detección de depredadores por el aumento de la visibilidad, lo que beneficiaría tanto a los lagomorfos (Simonetti 1983; Karmiris y Nastis 2007) como a las tinamiformes

(Bucher y Nores 1988; Mosa 2004; Menegheti 1985). Esto permitiría explicar las diferencias en la abundancia entre los micromamíferos y los vertebrados de tamaño intermedio aquí considerados; mientras que los micromamíferos dependen inevitablemente de la cobertura vegetal para evadir la depredación (Corley et al. 1995; Taraborelli et al. 2003b), las tinamiformes y las liebres pueden mejorar sus posibilidades de detección temprana de depredadores y aumentar la distancia de escape cuando la vegetación se reduce.

Pero ¿cómo varían los recursos estudiados a lo largo del año para el gato montés? La mayor abundancia de presas para este felino se observó en ambas áreas durante el verano y el otoño, cuando los cricétidos, las aves pequeñas y medianas y las aves tinamiformes alcanzaron sus mayores abundancias y los tuco tucos mostraron mayor actividad. Hacia el invierno, y en paralelo con la caída de las abundancias de esos grupos, las liebres europeas alcanzaron su mayor abundancia anual, la que se mantuvo relativamente alta hasta la primavera cuando nuevamente se incrementó la abundancia de las aves pequeñas y medianas. Pese a que la liebre europea es una presa importante para este felino en algunas localidades [p.e., en la estepa Patagónica del sur de Chile (Johnson y Franklin 1991) o en la estepa del sur del Neuquén (Novaro et al. 2000)], Bisceglia et al. (2008) postularon que estos lagomorfos no serían una presa provechosa en términos de energía para este carnívoro en Lihué Calel, ya que la relación de tamaños entre ambas especies la convertirían en una presa difícil de manipular (ver Capítulo 4). Si esta hipótesis se aplica también al período del presente estudio, el invierno puede considerarse como la estación limitante para el gato montés desde el punto de vista alimenticio, ya que en ese período se observa la menor densidad de las presas principales para este carnívoro.

El objetivo principal de este estudio fue comparar la abundancia de presas entre áreas bajo diferente uso de la tierra, por lo que el mayor énfasis estuvo puesto sobre comparaciones entre sitios. Pero las comunidades de ambientes áridos y semiáridos están fuertemente influidas por el clima (Brown et al. 2001; Jaksic 2001), por lo que las abundancias de las poblaciones que habitan estos sistemas suelen fluctuar considerablemente entre años secos y años húmedos (Marone 1992; Jaksic et al. 1997; Palomares et al. 2001; Meserve et al. 2003; Corbalán y Ojeda 2004; Jaksic 2004; Emmons, en prensa). La breve ventana temporal explorada durante este estudio impide cuantificar la variabilidad interanual en las abundancias de los grupos considerados, hecho que puede tener importantes implicancias sobre la ecología y demografía de los carnívoros (p.e., Ward y Krebs 1985; Poole 1994; Norbury et al. 1998; Farías y Jaksic 2007). Sin embargo, dado que el presente estudio fue realizado durante un período de sequía prolongada, estos resultados pueden aportar luz sobre la dinámica de las presas en momentos de escasez de recursos, situaciones que a menudo funcionan como cuellos de botella para las poblaciones de carnívoros que se alimentan de ellas (Foster 1982).

BIBLIOGRAFÍA

- ANGERBJORN, A., M. TANNERFELDT Y S. ERLINGE. 1999. Predator– prey relationship, arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68:34–49
- BERGER, J., J. SWENSON Y I. PERSSON. 2001. Recolonizing carnivores and naive prey: conservation lessons from Pleistocene extinctions. *Science* 291:1036–1039
- BISCEGLIA, S. 2006. Hábitos alimenticios y patrón de selección de micromamíferos por el gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, 54 pp.
- BISCEGLIA, S., J. PEREIRA, P. TETA Y R. QUINTANA. 2008. Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:1120–1126
- BOCK, C., J. BOCK, W. KENNEY Y V. HAWTHORNE. 1984. Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock enclosure in a semidesert grassland site. *Journal of Range Management* 37:239–242
- BOCK, C. Y B. WEBB. 1984. Birds as grazing indicator species in southeastern Arizona. *Journal of Wildlife Management* 48:1045–1049.
- BONAVENTURA, S., A. BALABUSIC, M. SABATINI, A. MIRANDA, F. MARCELINO, F. FERRERO Y D. CONRADO. 1998. Diversidad y biomasa de pequeños roedores en el desierto del Monte, Argentina. *Boletín de la Sociedad Biológica de Concepción, Chile* 69:39–45
- BROWN J., T. WHITHAM, S. ERNEST Y C. GEHRING. 2001. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science* 293:643–50
- BRUNO, F., VEIGA, J. Y R. GÜLLER. En preparación. Inventario de las aves del Parque Nacional Lihue Calel. Aves Argentinas – Administración de Parques Nacionales.
- BUCHER, E. 1990. The influence of changes in regional land-use patterns on Zenaida Dove populations. Pp. 291-303 en: J. PINOWSKI Y J. SUMMERS-SMITH (Eds.). *Granivorous birds in the agricultural landscape*. Polish Academy of Science, Warsaw.
- BUCHER, E. Y M. NORES. 1988. Present status of birds in steppes and savannas of northern and central Argentina. pp 71-79 en: GORIUP, P. (Ed.). *Ecology and conservation of grassland birds*. ICBP Technical Publication No 7, Cambridge.
- BUCKLAND, S., D. ANDERSON, K. BURNHAM Y J. LAAKE 1993. *DISTANCE Sampling. Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London, 446 pp.
- CAMPOS, C., R. OJEDA, S. MONGE Y M. DACAR. 2001. Utilization of food resources by small and medium-sized mammals in the Monte Desert biome, Argentina. *Austral Ecology* 26:142–149
- CANEVARI, M., P. CANEVARI, G. CARRIZO, G. HARRIS, J. RODRÍGUEZ MATA Y R. STRANECK. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Tomo 2. Fundación Acindar.
- CARBONE, C. Y J. GITTLEMAN. 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295:2273–2276
- CARBONE, C., G. MACE, S. ROBERTS Y D. MACDONALD. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores *Nature* 402:286–288
- CAVAGNARO, J. Y A. DALMASSO. 1983. Respuesta a la intensidad y frecuencia de corte en gramíneas nativas de Mendoza I. *Pappophorum caespitosum y Trichloris crinita*. *Deserta* 7:203–218
- CORBALÁN, V. 2005. Microhabitat selection by murid rodents in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 65:102–110

- CORBALÁN, V. Y R. OJEDA. 2004. Spatial and temporal organization of small mammal communities in the Monte desert, Argentina. *Mammalia* 68:5–14
- CORBALÁN, V., S. TABENI Y R. OJEDA. 2006. Assessment of habitat quality for four small mammal species of the Monte Desert, Argentina. *Mammalian Biology* 71:227–237
- CORLEY, J., G. FERNANDEZ, A. CAPURRO, A. NOVARO, M. FUNES Y A. TRAVAINI. 1995. Selection of cricetine prey by the culpeo fox in Patagonia: A differential prey vulnerability hypothesis. *Mammalia* 59:315–325
- EMMONS, L. EN PRENSA. Long-term variation in small mammal abundance in forest and savanna of Bolivian Cerrado. *Biotropica* 41
- ESTADES, C. 1995. Estimación de la densidad de una comunidad de aves del espinal mediante transectos y estaciones puntuales. *Contribuciones Breves. Boletín Chileno de Ornitología* 2:29–34
- FARIAS, A. Y F. JAKSIC. 2007. El Niño events, the lean versus fat scenario, and long-term guild dynamics of vertebrate predators in a South American semiarid ecosystem. *Austral Ecology* 32:225–238
- FOSTER, R. 1982. Famine on Barro Colorado Island. Pp. 201 – 212 en: LEIGH, E., A. RAND Y D. WINDSOR (Ed.). *The ecology of a tropical forest*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- GIANNONI, S., C. BORGHI, M. DACAR Y C. CAMPOS. 2005. Main food categories in diets of Sigmodontinae rodents in the Monte (Argentina). *Mastozoología Neotropical* 12:181–187
- GONNET, J. 1998. Influencia del pastoreo sobre poblaciones de aves y mamíferos herbívoros en la región de la Reserva de la Biosfera Ñacuñán, Mendoza, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, 166 pp.
- GONNET, J. Y R. OJEDA. 1998. Habitat use by small mammals in the arid Andean foothills of the Monte Desert of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments* 38:349–357
- GRIGERA, D. 1973. Alimentación de la Perdiz chica (*Nothura maculosa*) de la Pampa Sudoriental. *Physis Sec. C* 32:25–36
- HERKERT, J. 1994. The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. *Journal of Ecological Applications* 4:461–471
- HINES, J. Y J. SAUER. 1989. Program CONTRAST: a general program for the analysis of several survival or recovery rate estimates. US Fish and Wildlife Service Fish and Wildlife Technical Report No. 24.
- JAKSIC, F. 2001. Ecological effects of El Niño in terrestrial ecosystems of western South America. *Ecography* 24:241–50
- JAKSIC, F. 2004. El Niño effects on avian ecology: lessons learned from the southeastern Pacific. *Ornitología Neotropical* 15:61–72
- JAKSIC, F., S. SILVA, P. MESERVE Y J. GUTIÉRREZ. 1997. A long-term study of vertebrate predator responses to an El Niño (ENSO) disturbance in western South America. *Oikos* 78:341–354
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72:815–820
- KARMIRIS, I. Y A. NASTIS. 2007. Intensity of livestock grazing in relation to habitat use by brown hares (*Lepus europaeus*). *Journal of Zoology* 271: 193–197
- KEMP, P. 1989. Seed bank and vegetation processes in deserts. Pp. 257-281 en: LECK, M., V. PARKER Y R. SIMPSON (Eds.). *Ecology of Seed Soil Banks*. Academic Press, New York.
- LAAKE, J., S. BUCKLAND, D. ANDERSON Y K. BURNHAM. 1994. DISTANCE sampling: Abundance estimation of biological populations – DISTANCE user's guide. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.

- LANCIA, R., J. NICHOLS Y K. POLLOCK. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pp. 215–253 en T. BOOKHOUT (Ed.). Research and management techniques for wildlife and habitats. Quinta edición. The Wildlife Society, Bethesda, Md., 740 pp.
- LÓPEZ DE CASENAVE, J. 2001. Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del Monte. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, 117 pp.
- MALDONADO CURTI, S. 1990. Impacto del pastoreo sobre micromamíferos: estudio comparativo en ambientes semiáridos. Tesis de Magíster en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- MANFREDI, C., M. LUCHERINI, A. CANEPUCCIA Y E. CASANAVE. 2004. Geographical variation in the diet of Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in pampas grassland of Argentina. *Journal of Mammalogy* 85:1111–1115
- MARONE, L. 1992. Seasonal and year-to-year fluctuations of bird populations and guilds in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 63:294–308
- MENEGHETI, J. 1985. Densidade de *Nothura maculosa* (Temminck, 1815) (Aves, Tinamidae): variação anual. *Iheringia, Sér. Misc.*, Porto Alegre (1):55–69
- MESERVE, P., D. KELT, B. MILSTEAD Y J. GUTIÉRREZ. 2003. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience* 53:633–646
- MEZQUIDA, E. 2000. Ecología reproductiva de un ensamble de aves del desierto del Monte central, Argentina. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Madrid, España.
- MEZQUIDA, E. Y L. MARONE. 2001. Factors affecting nesting success of a bird assembly in the central Monte Desert, Argentina. *Journal of Avian Biology* 32:287–296
- MILESI, F., L. MARONE, J. LÓPEZ DE CASENAVE, V. CUETO Y E. MEZQUIDA. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12:149–161
- MILLS, J., J. CHILDS, T. KSIAZEK Y C. PETERS. 1998. Métodos para trapeo y muestreo de pequeños mamíferos para estudios virológicos. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos, 24 pp.
- MOSA, S. 2004. Impact of agriculture and grazing on pale-spotted (*Nothura darwini*) and andean (*Nothoprocta pentlandii*) tinamous in the Lerma Valley, Salta province, Argentina. *Ornitología Neotropical* 15 (suppl.):309–315
- MURDOCH, W. Y A. OATEN. 1975. Predation and population stability. *Advances in Ecological Research* 9:2–132
- NORBURY, G., D. NORBURY Y R. HEYWARD. 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62:45–58
- NOVARO, A., M. FUNES Y R. WALKER. 2000. Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 92:25–33
- NUSSBAUM, S. 2008. Efectos del manejo ganadero sobre la ecología trófica del zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) en el desierto del Monte, La Pampa. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, 48 pp.
- OTIS, D., K. BURNHAM, G. WHITE Y D. ANDERSON. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monograph* 62:1–135
- PALOMARES, F., M. DELIBES, E. REVILLA, J. CALZADA Y J. FEDRIANI. 2001. Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs* 148:1–36
- PARADA, A. 2007. Sistemática molecular de *Ctenomys* (Rodentia, Ctenomyidae): límites y grupos de especies abordados con un muestreo taxonómico y geográfico denso. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias UDELAR, 84 pp.

- PIA, M., M. LÓPEZ Y A. NOVARO. 2003. Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in central Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:313–321
- POOLE, K. 1994. Characteristics of an unharvested lynx population during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management* 58:608–618
- PUIG, S., M. ROSI, M. CONA, V. ROIG Y S. MONGE. 1999. Diet of a Piedmont population of *Ctenomys mendocinus* (Rodentia, Ctenomyidae): seasonal patterns and variations according sex and relative age. *Acta Theriologica* 44:15–27
- PURVIS, A., J. GITTLEMAN, G. COWLISHAW Y G. MACE. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London, Serie B, Biological Sciences* 267(1456):1947–1952
- REXSTAD, E. Y K. BURNHAM. 1991. Users' Guide for Interactive Program CAPTURE. Abundance Estimation of Closed Animal Populations. 29 pp.
- REYNOLDS, R., J. SCOTT Y R. NUSSBAUM. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82:309–313
- ROSI, M., M. CONA, F. VIDELA, S. PUIG, S. MONGE Y V. ROIG. 2003. Diet selection by the fossorial rodent *Ctenomys mendocinus* inhabiting an environment with low food availability (Mendoza, Argentina). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:159–166
- ROSI, M., M. CONA, V. ROIG, A. MASSARINI Y D. VERZI. 2005. *Ctenomys mendocinus*. *Mammalian Species* 777:1–6
- ROSI, M., S. PUIG, M. CONA, F. VIDELA, E. MÉNDEZ Y V. ROIG. 2009. Diet of a fossorial rodent (Octodontidae), above-ground food availability, and changes related to cattle grazing in the Central Monte (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73:273–279
- SIMONETTI, J. 1983. Effects of goats upon native rodents and European rabbits in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 56:27–30
- SMITH, D. Y C. SMITH. 1992. Henslow's Sparrow and Grasshopper Sparrow: a comparison of habitat use in Finger Lakes National Forest, New York. *Bird Observer* 20:187–194
- SUTTER, B. Y G. RITCHISON. 2005. Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of Grasshopper Sparrows. *Journal of Field Ornithology* 76:345–351
- TABENI, S. Y R. OJEDA. 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environments* 63:244–255
- TARABORELLI, P., V. CORBALÁN Y S. GIANNONI. 2003A. Locomotion and escape modes in rodents of the Monte desert (Argentina). *Ethology* 109:475–485
- TARABORELLI, P., M. DACAR Y S. GIANNONI. 2003B. Effect of plant cover on seed removal by rodents in the Monte Desert (Mendoza, Argentina). *Austral Ecology* 28:651–657
- TETA, P., J. PEREIRA, N. FRACASSI, S. BISCEGLIA Y S. HEINONEN FORTABAT. 2009. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16(1)
- THOMPSON, W., G. WHITE Y C. GOWAN. 1998. *Monitoring vertebrate populations*. Academic Press, San Diego, California.
- VEZINA, A. 1985. Empirical relationships between predator and prey size among terrestrial vertebrate predators. *Oecologia* 67:555–565
- VICKERY, J., J. TALLOWIN, R. FEBER, E. ASTERAKI, P. ATKINSON, R. FULLER Y V. BROWN. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38:647–664

- WARD, R. Y C. KREBS. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824
- XIMÉNEZ, A. 1975. *Felis geoffroyi*. *Mammalian Species* 54:1–4
- ZALBA, S. Y N. COZZANI. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35–44

APENDICE 1

MODELOS DE CAPTURA-RECAPTURA UTILIZADOS POR EL PROGRAMA CAPTURE (Otis et al. 1978).

El modelo más sencillo es M_0 (probabilidades de captura constantes) y asume que todos los miembros de la población tienen la misma probabilidad de captura en cada ocasión de muestreo y que el muestreo en sí no afecta la probabilidad de captura de los distintos individuos (no existen respuestas comportamentales). Este modelo involucra sólo dos parámetros: el tamaño poblacional (N) y la probabilidad de que un animal sea capturado en una determinada ocasión de muestreo (p).

El modelo M_t (probabilidades de captura variables con el tiempo) asume que todos los miembros de la población tienen la misma probabilidad de captura en una ocasión de trampeo particular, pero esa probabilidad puede cambiar de una ocasión a la siguiente. Los parámetros involucrados en este modelo son el tamaño poblacional (N) y la probabilidad de captura (p_j) de cada ocasión de muestreo ($j = 1, \dots, t$).

El modelo M_b (probabilidades de captura variables por respuestas comportamentales a la captura) asume que, en una determinada ocasión de muestreo, todos los animales no marcados tienen la misma probabilidad de captura, en tanto que todos los animales marcados tienen otra probabilidad de captura. Sin embargo, asume que no hay diferencias entre las ocasiones de muestreo (la probabilidad de captura no varía con el tiempo). Este modelo permite incorporar la posibilidad de que los animales se conviertan en “adictos al trampeo” o en “fóbicos al trampeo”. Los parámetros involucrados son el tamaño poblacional (N), la probabilidad de captura de un animal no marcado en cualquier ocasión de muestreo (p) y la probabilidad de recaptura de un animal marcado en cualquier ocasión de muestreo (c).

El modelo M_h (probabilidades de captura variables entre individuos) asume que no hay diferencias en la probabilidad de captura entre ocasiones de muestreo y no hay respuestas comportamentales a la captura, pero hay heterogeneidad entre las probabilidades de captura de los diferentes individuos en la población. El modelo involucra $N + 1$ parámetros: el tamaño poblacional (N) y el set de probabilidades de captura (p_i) de todos los individuos ($i = 1, \dots, N$).

El modelo M_{tb} (probabilidades de captura variables con el tiempo y por respuesta comportamental a la captura) asume que la probabilidad de captura de un individuo cambia tras su captura inicial y que los cambios temporales también tienen un efecto sobre la probabilidad de captura. Los parámetros del modelo son el tamaño poblacional (N), la probabilidad de que un animal no marcado sea capturado (p_j) en una determinada ocasión de muestreo ($j = 1, \dots, t$) y la probabilidad de

que un individuo previamente marcado sea capturado (c_j) en una determinada ocasión de muestreo ($j = 2, \dots, t$).

El modelo M_{th} (probabilidades de captura variables con el tiempo y entre individuos) implica dos fuentes de variabilidad independientes, una producto del paso del tiempo (p.e., condiciones ambientales) y otra producto de la heterogeneidad individual, aunque la primera pueda tener el mismo efecto sobre todos los individuos. En este caso, la probabilidad de captura (p_{ij}) del individuo i en la ocasión de trampeo j está dada por $p_i \times p_j$, y es independiente de la historia de captura del animal.

El modelo M_{bh} (probabilidades de captura variables entre individuos y por respuestas comportamentales a la captura) asume que cada miembro de la población tiene un par específico de probabilidades de captura: p_i , la probabilidad de que el animal i sea capturado en alguna ocasión de captura dado que no fue previamente capturado, y c_i , la probabilidad de que ese animal sea recapturado dado que fue capturado anteriormente al menos una vez. Este modelo tiene $2N + 1$ parámetros: el tamaño poblacional (N) y dos probabilidades de captura para cada uno de los n miembros de la población.

Por último, el modelo M_{tbh} (probabilidades de captura variables en el tiempo, por respuestas comportamentales a la captura y entre individuos) involucra los tres factores que pueden afectar la probabilidad de captura, por lo que los modelos descritos anteriormente pueden ser considerados casos especiales de este modelo. Pese a que M_{tbh} puede ser considerado como el más realista de los modelos que asumen poblaciones cerradas, este extremo realismo condiciona su uso práctico en la estimación del tamaño poblacional.

CAPÍTULO CUATRO

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ECOLOGÍA TRÓFICA DEL GATO MONTÉS

El nicho trófico de un organismo brinda información para comprender varios aspectos de su comportamiento y ecología (Mills 1992) y constituye un parámetro relacionado con el flujo de energía en la comunidad (Begon et al. 1988). La comparación de los patrones forrajeros entre sitios sometidos a distintas condiciones permite reconocer no sólo el tipo de alimento que una especie consume, sino también las variaciones en la utilización de los distintos ítems presa como resultado de los cambios observados en el ambiente. Dado que la dieta de un organismo está estrechamente ligada a la disponibilidad de recursos, la capacidad de estos para adaptarse a los cambios ambientales se ve reflejada en su plasticidad dietaria (Tester 1987). Las especies de nicho trófico reducido (especialistas), en contraposición a las de nicho trófico amplio (generalistas), tienen menores posibilidades de adaptación a los rápidos cambios ambientales que habitualmente provoca la actividad humana (Soulé 1987; Beltrán y Delibes 1991).

Una predicción de la Teoría de Forrajeo Óptimo que ha recibido respaldo empírico (p.e., Thompson y Colgan 1990; Kaspari y Joern 1993; Baker et al. 2001) establece que la amplitud dietaria se incrementa a medida que disminuye la disponibilidad de las presas preferidas. Esto implica que los distintos ítems presa son ranqueados y consumidos de acuerdo a su nivel de retribución, siendo las especies energéticamente más provechosas aquellas con la mayor relación entre energía retribuida y tiempo de búsqueda y manipulación (Stephens 1990; Karanth y Sunquist 1995). Por ende, cuando las presas preferidas disminuyen, los depredadores evidencian un comportamiento más generalista y consumen presas directamente en proporción a su abundancia (Griffith 1975; Recher 1990).

En sistemas con múltiples clases de presas, los depredadores utilizan las distintas opciones de acuerdo a su disponibilidad, y esta "disponibilidad" es función tanto de la abundancia de éstas como de su vulnerabilidad (Schoener 1971; Pastorok 1981; Molinari-Jobin et al. 2004). La presencia de una potencial especie presa no garantiza su disponibilidad para el depredador, ya que puede haber desarrollado estrategias para minimizar las chances de ser atacada o consumida, como ser un aspecto críptico, baja palatabilidad, elementos defensivos (p.e., espinas) o alta velocidad de escape, entre otras.

En este marco, cambios en la selección de ítems tróficos por parte de los depredadores pueden reflejar alteraciones en la abundancia de las presas (p.e., por migración, mortalidades), cambios en la vulnerabilidad de éstas (p.e., época de apareamiento, presencia de crías, desaparición de cobertura o refugios) o ambas causas en forma simultánea (Caro y FitzGibbon 1992).

Un depredador debe encontrar, atacar, capturar, matar y consumir a su presa, y estos eventos se ven influidos por la morfología y comportamiento del depredador y de la presa y por las características físicas del ambiente (Sih 1985; Endler 1991). Mientras que la existencia de distintos elementos estructurales del hábitat puede facilitar la aproximación a la presa y, por ende, aumentar el éxito de captura (Elliot et al. 1977; Branch 1995), la complejidad estructural también puede reducir la eficiencia de búsqueda del depredador y proveer más opciones de refugio a las presas (Crowder y Cooper 1982; Anderson 1984; Wywiałowsky 1987; Savino y Stein 1989). De este modo, un cambio en la cobertura o estructura de la vegetación puede verse reflejado en un cambio en la frecuencia de aparición de los distintos ítems presa en las dietas de los depredadores.

Pese a que la transformación de los hábitats naturales por el manejo ganadero alcanza a la mayor parte del globo (Ver Capítulo 1), los trabajos dirigidos a evaluar la respuesta trófica de los depredadores a esos disturbios son muy escasos. Por ejemplo, Beltrán y Delibes (1991) estudiaron los efectos del uso del fuego (como herramienta de manejo de pasturas para el ganado) sobre la ecología trófica del lince ibérico (*Lynx pardinus*), y observaron un incremento de pequeños roedores en la dieta tras la suspensión de las quemas. En la Argentina, los escasos estudios realizados al respecto hicieron hincapié fundamentalmente en especies de cánidos. Por ejemplo, Farías y Kittlein (2008) y Nussbaum (2008) observaron en Buenos Aires y La Pampa, respectivamente, diferencias en la dieta del zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) entre áreas protegidas y campos con manejo ganadero, y atribuyeron esas diferencias a modificaciones en la oferta de los distintos ítems tróficos producto de la actividad humana. Pia et al. (2003) señalaron que las diferencias en la disponibilidad de alimento, la dieta y el patrón de selección de presas por parte del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) entre áreas con y sin ganadería en Córdoba estuvieron fuertemente asociadas a los efectos del ganado sobre la vegetación y el suelo.

El gato montés (*Leopardus geoffroyi*) ha sido descrito desde el punto de vista trófico como un carnívoro relativamente flexible (Manfredi et al. 2004; Canepuccia et al. 2007; Bisceglia et al. 2008) que se alimenta de mamíferos, aves, reptiles, anfibios, peces e invertebrados (Ximénez 1975). Los pequeños mamíferos componen en general la mayor parte de su dieta (Novaro et al. 2000; Vuillermoz 2001; Manfredi et al. 2004; Zamero et al. 2004; Berg 2007; Sousa y Bager 2008), aunque en algunas localidades se han registrado dietas compuestas mayoritariamente por liebres europeas (Johnson y

Franklin 1991) o con aportes similares de roedores y aves (Canepuccia et al. 2007). En el Parque Nacional Lihué Calel, Bisceglia et al. (2008) observaron que los roedores cricétidos (y particularmente *Calomys musculus* y *Akodon molinae*) constituyeron la mayor parte de la dieta de este carnívoro a lo largo del año, con una frecuencia relativa estacional de entre el 63 y el 99%. Las aves fueron el segundo grupo más consumido, con mayor frecuencia durante las estaciones cálidas, en tanto que los reptiles y las liebres aportaron <8% a la dieta de este felino. Si bien la ecología trófica del gato montés ha sido estudiada con buena cobertura geográfica a lo largo de su distribución (al menos en 12 localidades), casi la totalidad de estos aportes provienen de áreas protegidas. A raíz de ello, no se dispone de estudios comparativos sobre la dieta de este carnívoro entre áreas sometidas a distinto uso de la tierra, ya que el único estudio que compara entre localidades (Manfredi et al. 2004) lo hace entre áreas protegidas.

Como la mayoría de los felinos silvestres, el gato montés realiza el acercamiento a sus presas en forma sigilosa, ocultándose en elementos estructurales del hábitat y atacando por sorpresa cuando se encuentra a corta distancia (Branch 1995; Canepuccia 1999; J. Pereira, obs. pers.). A pesar de su aparente capacidad para persistir en hábitat modificados (Areskoug 2001; Eizirik et al. 2006; Perovic y Pereira 2006), no se ha estudiado hasta el presente cómo la alteración del hábitat y la modificación de la base de presas repercute sobre su ecología trófica.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

En el presente capítulo se abordan los efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la composición de la dieta y el patrón de selección de presas del gato montés, haciendo hincapié en un enfoque comparativo entre un área sometida a ganadería y un área protegida (control) en el desierto del Monte. De esta manera se intentó valorar el grado de flexibilidad dietaria del gato montés en la zona. Para ello, los objetivos particulares para ambas áreas fueron (1) determinar mediante el análisis de heces la composición estacional de la dieta del gato montés; (2) calcular la diversidad dietaria y la amplitud de nicho trófico a lo largo del año; y (3) establecer el patrón de selección de presas, confrontando la composición de la dieta con la disponibilidad de presas en el campo.

Dos mecanismos pueden ponerse a prueba para determinar el patrón de forrajeo del gato montés en función de los cambios en la abundancia de las presas producto del manejo ganadero. En primer término, estos felinos pueden exhibir una respuesta funcional, modificando el consumo de los distintos ítems presa en la medida en que cambian sus abundancias (Holling 1959; Boutin 1995). Este mecanismo asume que la utilización de las distintas presas potenciales depende principalmente de sus

abundancias, por lo que su consumo esta mediado por los efectos sobre la tasa de encuentro y la probabilidad de captura. Si este mecanismo explica las diferencias en el consumo de las presas por el gato montés, y dado que la abundancia de las presas principales (pequeños roedores) disminuye significativamente en los campos ganaderos, se espera que la dieta de este felino difiera entre sitios y que la proporción de roedores en la dieta disminuya significativamente en los campos ganaderos.

El segundo mecanismo implica que el gato montés optimiza su forrajeo incluyendo o eliminando presas potenciales a medida que varía la abundancia de las presas energéticamente más provechosas (Pulliam 1981; Stephens y Krebs 1986). Este modelo predice que la inclusión de una presa en la dieta depende solamente de la abundancia de la/s presa/s más provechosa/s en términos de energía y no de la abundancia de las distintas presas. Sin embargo, predice sólo qué tipo de presas serán atacadas por el depredador y no la composición de la dieta de este, ya que la segunda depende del éxito de los ataques. Si bien este modelo asume la existencia de homogeneidad de hábitat, probabilidades de captura constantes para cada tipo de presa y tasas de encuentro directamente proporcionales a la abundancia de las presas, supuestos poco razonables en condiciones naturales (Baker et al. 2001), el patrón de consumo de otros carnívoros ha sido explicado satisfactoriamente a través de este modelo (Beasom y Moore 1977; Knick 1990; Windberg y Mitchell 1990; Baker et al. 2001). Si el patrón de consumo de presas por el gato montés es explicado por este mecanismo, se debe cumplir que: (1) la composición dietaria es dependiente de la abundancia de las presas más provechosas; (2) el número de presas poco provechosas para el gato montés decrece cuando la abundancia de las presas más provechosas se incrementa; y (3) los ítems presa son incorporados o eliminados de la dieta en la medida en que disminuye su nivel de retribución energética.

Una tercera hipótesis puede ser puesta a prueba para relacionar los efectos de la ganadería sobre la estructura de la vegetación con el patrón de selección de las distintas especies de cricétidos por el gato montés. Corley et al. (1995) y Taraborelli et al. (2003) demostraron que distintas especies de cricétidos en el Monte poseen habilidades distintas para evadir la depredación, lo que les permite explotar los distintos hábitats en forma distinta. Por ejemplo, *Eligmodontia typus* posee locomoción bípeda, más efectiva para realizar maniobras de disuación, por lo que puede explotar exitosamente hábitats con baja cobertura vegetal. Por el contrario, *Akodon* sp. posee locomoción cuadrúpeda, menos eficiente para realizar maniobras de escape, por lo que es dependiente de hábitats con cobertura densa. Este patrón de uso de hábitat fue observado también en el Parque Nacional Lihué Calel por Bonaventura et al. (1998) y Teta et al. (2009). Bajo la hipótesis de que la disminución significativa de la cobertura vegetal a causa del manejo ganadero aumenta la vulnerabilidad de las especies cuadrúpedas, se pusieron a prueba dos predicciones: (1) *Akodon molinae* y *A. azarae* (agrupadas bajo

Akodon sp.) serán seleccionadas positivamente por el gato montés en campos ganaderos; y (2) el patrón de selección de *E. typus* no se verá afectado entre áreas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los hábitos alimenticios del gato montés fueron estudiados a partir del análisis de sus heces, haciendo hincapié en un enfoque comparativo geográfico (PN vs CG) y estacional (verano, otoño, invierno y primavera). Las heces fueron colectadas entre enero (verano) y noviembre (primavera) de 2008, utilizando guantes descartables, y fueron almacenadas en sobres de papel a razón de una feca por sobre. Fueron colectadas sólo aquellas heces que se encontraron enteras (para evitar errores por la no representatividad de la ingesta total) y aquellas relativamente frescas (para asociar de manera satisfactoria el material colectado con la estación de muestreo correspondiente).

El gato montés agrupa sus heces en letrinas ubicadas generalmente sobre árboles, ya sea en pie como caídos (en plataformas en la base de las ramas, huecos en el tronco o ramas de gran porte) o en cuevas rocosas existentes en la base de sierras o bardas (Bisceglia et al. 2008). Este patrón de deyección, detectado a partir de relevamientos con radiotelemetría, trámpas cámara y la observación directa, resulta útil para distinguir las heces de esta especie de aquellas de zorro gris, ya que este cánido deposita sus heces en el suelo y generalmente en sitios expuestos (Nussbaum 2008). Por otro lado, el puma tampoco utiliza letrinas como las señaladas para el gato montés, y sus heces pueden ser fácilmente diferenciadas de las de este gato por su tamaño, forma, contextura y peso (obs. pers.). El patrón de deyección del gato de los pajonales y del yaguarundi, dos especies cuyas heces son morfológicamente similares a las de gato montés, no ha sido aún bien estudiado en el área. Sin embargo, observaciones puntuales (J. Pereira, obs. pers.; R. Palacios, com. pers.) indicarían que no utilizan letrinas como las descritas para el gato montés. Este hecho, sumado a la muy baja abundancia que evidencian estas dos especies en la región (Pereira et al. 2008), minimizan las posibilidades de confundir sus heces con las de gato montés.

En cada letrina fue colectada sólo una feca, generalmente la más fresca. En algunos casos particulares se colectó más de una feca fresca por letrina, pero la composición dietaria de esa letrina fue representada como la composición promedio de las fecas colectadas, para evitar la pseudorreplicación. Al igual que lo observado por Vuillermoz (2001), durante muestreos preliminares se detectó la permanencia de algunas fecas en letrinas por varios meses sin ser degradadas, manteniendo la apariencia de fecas frescas. Para asegurar la estacionalidad de los muestreos, se eliminó por completo el pool de fecas remanentes de cada sitio de colecta. Dado que los gatos reutilizaron los mismos sitios

para defecar aún después de una eliminación completa de las heces (obs. pers.), se asumió que la remoción no provoca el abandono del sitio (Johnson y Franklin 1991; Vuillermoz 2001).

Con el fin de asegurar que las muestras colectadas representaran únicamente a la dieta del gato montés en el campo ganadero (CG) o en el parque nacional (PN), se consideró una franja de unos 3 km de ancho, con centro en el límite entre ambas áreas, que fue excluida del estudio. De esta manera se asumió que todas las heces de gato montés colectadas fuera de esta área pertenecieron efectivamente a individuos cuya área de forrajeo estuvo incluida únicamente en CG o en PN.

Se consideró que al menos 30 heces son necesarias para obtener una representación satisfactoria de la dieta de este felino, en concordancia con Vuillermoz (2001) y Bisceglia et al. (2008), por lo que ese fue el número mínimo de muestras colectadas y analizadas por área y por estación. Todas las muestras fueron secadas en estufa a 60° por al menos 48 hs para evitar la proliferación de hongos y almacenadas en cajas con naftalina hasta su análisis.

COMPOSICIÓN DE LA DIETA. Cada feca fue remojada en agua hirviendo con lavandina y disgregada para separar la fracción soluble de los restos de presa no digeridos, siguiendo la metodología propuesta por Reynolds y Aebischer (1991). Los ítems presa contenidos en las heces fueron identificados a través de los restos óseos (básicamente dientes u otros fragmentos craneanos), pelos, plumas, escamas, uñas o cualquier otro material obtenido producto de la disgregación de las heces. Los mismos fueron identificados por comparación con una colección de referencia, confeccionada a partir de muestreos previos en el área o, en su defecto, con la colección del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Para el caso de los pelos se utilizaron claves basadas en caracteres diagnósticos, tales como la estructura medular y su patrón de escamado, publicadas (Busch 1986; Chehébar y Martin 1989; Pearson 1995) o confeccionadas a partir de ejemplares obtenidos en el parque en muestreos previos. La composición de la dieta fue representada de dos formas distintas:

- (1) Frecuencia Relativa (*FR*), estimada como $FR = (f_i / \sum f_i) * 100$, que representa el número de apariciones del ítem *i* en relación al número de apariciones de todos los ítems encontrados en la dieta. Este estimador indica cuáles ítems son utilizados en mayor frecuencia, debido a que valora la aparición en más de una oportunidad de un ítem presa en una misma feca (Ackerman et al. 1984).
- (2) Biomasa Relativa (*BR*). La estimación de la composición de la dieta mediante *FR* sobreestima la importancia de los ítems tróficos pequeños y subestima la importancia de los ítems grandes en la dieta (Ackerman et al. 1984; Karanth y Sunquist 1995). A fin de corregir este sesgo se utilizó un índice que contempla la biomasa de la especie presa (Farías

2000; García y Kittlein 2005), parámetro que guarda relación con el tamaño corporal de la presa, representado como:

$$BR = \frac{MNI_i \times \bar{w}_i}{\sum_1^m (MNI_i \times \bar{w}_i)} \times 100$$

donde MNI_i es el mínimo número de individuos consumidos, m es el número total de ítems utilizados y w_i es la biomasa promedio del ítem i . Los pesos promedio de roedores y marsupiales fueron obtenidos de Teta et al. (2009) y otros muestreos en el área, complementados con información bibliográfica (Tiranti 1992). Para esta estimación se consideró que todos los individuos consumidos fueron adultos. Cuando los restos de vertebrados no pudieron ser identificados a nivel de especie, se les asignó la biomasa promedio de cada grupo (p.e., peso promedio de todas las especies de “roedores” para un roedor no identificado). Tanto para las aves como para los reptiles se utilizaron como referencia los valores publicados en García y Kittlein (2005). A los invertebrados se les asignó el valor de biomasa en base a los registros publicados por Bellocq (1988), Martínez et al. (1998) y Nussbaum (2008). Para el caso de los ítems presa cuyo peso vivo es superior a los 500 g (p.e., *Lepus*, *Zaedyus*) se consideró que este carnívoro consumió una cantidad igual a 430 g del animal presa. Ese valor fue seleccionado a partir del estudio de gatos monteses sometidos a necropsia en el área, y representa el peso promedio del contenido estomacal de tres ejemplares que poseían el estómago lleno de alimento (obs. pers.). Un valor similar (500 g) fue propuesto para el caso del consumo de carroña por parte del zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) por Crespo (1971).

La comparación de las composiciones dietarias entre sitios y entre estaciones fue efectuada mediante correlaciones por rangos de Spearman, agrupando todos los ítems alimenticios consumidos en nueve categorías: “roedores cricétidos”, “tucu tucos”, “cuises”, “roedores indeterminados”, “otros mamíferos”, “aves”, “reptiles”, “vertebrados indeterminados” y “artrópodos”.

DIVERSIDAD DIETARIA Y AMPLITUD DE NICHOS TRÓFICOS. La diversidad de la dieta del gato montés en cada sitio y temporada fue estimada utilizando el índice de Shannon-Wiener (H'), siendo $H' = -\sum p_i \log p_i$, donde p_i es la proporción de cada ítem en la dieta (Colwell y Futuyama 1971). La significancia estadística de las diferencias entre los valores obtenidos (tanto entre sitios como entre estaciones) fue analizada a través de la prueba de Hutcheson (Zar 1996).

La amplitud de nicho trófico fue estimada a través del índice propuesto por Levins (B), siendo $B = 1 / \sum p_i^2$, donde p_i es la proporción de cada ítem en la dieta (Krebs 1999). El valor de este índice aumenta a medida que el consumidor se muestra menos discriminativo entre los recursos disponibles, presentando entonces mayor amplitud de nicho. Si, por el contrario, la especie utiliza uno o unos pocos recursos (máxima especialización), los valores del índice tienden a ser mínimos (Krebs 1999). Para estandarizar la amplitud de nicho y expresarla en una escala más conveniente a los fines comparativos (con valores entre 0 y 1), se utilizó el Índice de Amplitud de Nicho Estandarizado (B_A) propuesto por Hurlbert (1978), siendo $B_A = (B - 1)/(n - 1)$, donde B es el Índice de Levins y n el número de estados posibles del recurso (cantidad de ítems utilizados) (Krebs 1999). Los valores del índice de amplitud obtenidos fueron tratados estadísticamente aplicando la técnica de acuchillamiento de datos “Bootstrap” (Jaksic y Medel 1987) con posterior aplicación de un ANOVA no paramétrico de 1 vía (Prueba de Kruskal-Wallis) con contrastes múltiples de Tukey (Zar 1996).

El valor estimado de diversidad dietaria cuantificaría la adaptabilidad potencial de un consumidor en el proceso de selección de ítems alimenticios, mientras que el de amplitud de nicho reflejaría el grado de especialización o generalismo que tiene una especie respecto a sus hábitos forrajeros (Hansen y Reid 1975). Estas consideraciones tienen su fundamento en la base matemática de ambos índices. Mientras que en el índice de Shannon los ítems alimenticios raros tienen un mayor peso relativo en el contexto total, en el de Levins el mayor peso en el valor del índice está dado por los ítems más abundantes (Hurlbert 1978).

PATRÓN DE SELECCIÓN DE PRESAS. La existencia de selección de presas se analizó comparando las frecuencias de ocurrencia de los ítems en las heces con relación a su disponibilidad en el campo. La disponibilidad de una presa es una función que involucra tanto su abundancia como su comportamiento anti-depredatorio, selección de hábitat y ritmos de actividad, entre otros aspectos. Sin embargo, a menudo se asume que la abundancia es uno de los mayores componentes de la disponibilidad, por lo que se utiliza como el único descriptor de esta (p.e., Emmons 1987; Bagchi et al. 2003; Karanth 1995). En este estudio se utilizó el mismo criterio, y el patrón de selección de presas se evaluó para los tres ítems cuyas abundancias absolutas pudieron ser determinadas en el campo (roedores cricétidos, aves pequeñas y medianas y liebres europeas) (ver Capítulo 3). La selectividad se evaluó mediante el método de Neu (Neu et al. 1974) para un diseño de tipo 1 (las muestras analizadas no se distinguen a nivel de individuo sino que se agrupan a nivel poblacional; Manly et al. 1993), utilizando una prueba de Chi-cuadrado (Zar 1996) y considerando la hipótesis nula de que el gato montés consume a las distintas presas en la misma proporción que se encuentran en el ambiente. En caso de rechazo de la hipótesis

nula, se construyeron intervalos de confianza de Bonferroni (Neu et al. 1974) para evaluar cuál o cuáles ítems fueron seleccionados positiva o negativamente.

A fin de evaluar el patrón estacional de selección de cada especie de cricétido en forma particular, se comparó la frecuencia de ocurrencia de cada especie en la dieta del felino con la frecuencia esperada calculada sobre la base de la proporción de capturas de cada especie. Sin embargo, no se realizaron pruebas de bondad de ajuste debido a que muchas de las frecuencias esperadas resultaron menores a 1 (Zar 1996). Por ello, la existencia de tendencias en el patrón de selección fue evaluada sólo en forma gráfica (siguiendo a Vuillermoz 2001). Asimismo, la frecuencia de consumo de tucos tucos fue contrastada también gráficamente con su frecuencia esperada en función de su abundancia relativa en el campo, a fin de detectar tendencias entre áreas en el patrón de selección de este grupo.

RESULTADOS

COMPOSICIÓN DE LA DIETA. Se analizaron en total 258 heces (130 en PN y 128 en CG), de las que se recuperaron 252 individuos presa en PN ($63,0 \pm DE 6,8$ por estación; rango = 55 – 70) y 258 individuos presa en CG ($64,5 \pm DE 9,9$ por estación; rango = 54 – 78) (Tablas 4.1 y 4.2). Los gatos monteses utilizaron al menos 21 ítems presa a lo largo del estudio, de los cuales dos (*Akodon azarae* y *Conepatus chinga*) fueron consumidos exclusivamente en PN y uno (*Zaedyus pichiy*) fue consumido exclusivamente en CG. La cantidad de ítems presa por estación varió entre 11 y 15 en PN y entre 11 y 17 en CG, y en ambos sitios el mayor número de ítems ocurrió en el invierno.

A nivel de grandes grupos, los vertebrados conformaron estacionalmente >79% de la dieta del gato montés en términos de frecuencia relativa (FR) y >99% de la dieta en términos de biomasa (BR) en ambos sitios (Tablas 4.1 y 4.2). Los mamíferos constituyeron en ambas áreas el mayor aporte a la dieta de este carnívoro en todas las estaciones (66% promedio en PN y 56% en CG; Figura 4.1), principalmente producto del consumo de roedores (ver más adelante). Las aves y los reptiles constituyeron ítems alimenticios secundarios con aportes variables a lo largo del año y de los sitios. Mientras que la frecuencia de consumo de las aves fue relativamente homogénea a lo largo del año en PN ($\chi^2 = 3,00$; gl = 3; $P = 0,392$), en CG mostró un pico en otoño y un mínimo en invierno ($\chi^2 = 8,76$; gl = 3; $P = 0,033$) (Figura 4.1). Los reptiles fueron utilizados en forma marcadamente estacional en PN ($\chi^2 = 9,81$; gl = 3; $P = 0,020$), con máximos en primavera y verano, en tanto que en CG, si bien se observa la misma tendencia, las diferencias a lo largo del año no fueron significativas ($\chi^2 = 4,84$; gl = 3; $P = 0,184$) (Figura 4.1). Debido a que el peso promedio de todos los mamíferos agrupados (135 g) es

similar al considerado para las aves (170 g) y los reptiles (150 g), los análisis precedentes brindan resultados similares utilizando biomasa en lugar de frecuencia.

Ítem	Peso (g)	Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
		FR	BR	FR	BR	FR	BR	FR	BR
MAMMALIA									
Didelphimorphia									
<i>Thylamys pallidior</i>	21,8	5,7	1,0	0	0	0	0	0	0
Rodentia									
Cricetidae (Subtotal)		(22,9)	(9,6)	(40,0)	(14,2)	(19,9)	(6,1)	(31,5)	(10,1)
<i>Akodon azarae</i>	23,0	2,9	0,5	0	0	0	0	0	0
<i>Akodon molinae</i>	39,6	0	0	11,7	4,1	1,8	0,6	4,5	1,5
<i>Calomys musculus</i>	18,8	2,9	0,4	5,0	0,8	3,6	0,5	0	0
<i>Graomys griseoflavus</i>	58,6	11,4	5,6	11,7	6,0	1,8	0,8	6,0	2,9
<i>Eligmodontia typus</i>	17,7	0	0	3,3	0,5	1,8	0,2	9,0	1,3
<i>Reithrodon auritus</i>	66,3	5,7	3,1	0	0	3,6	1,9	3,0	1,6
Cricetidae indet.	37,7	0	0	8,3	2,8	7,3	2,1	9,0	2,8
Caviidae	250	2,9	5,9	15,0	33,1	5,5	10,5	4,5	9,3
<i>Ctenomys cf. C. azarae</i>	180	28,6	42,7	16,7	26,5	41,8	58,2	16,4	24,6
Rodentia indet.	74,3	5,7	3,5	0	0	0	0	0	0
Carnivora									
<i>Conepatus chinga</i>	430	0	0	0	0	1,8	6,0	0	0
Lagomorpha									
<i>Lepus europaeus</i>	430	0	0	0	0	0	0	3,0	10,7
AVES	170	8,6	12,1	10,0	15,0	5,5	7,2	13,4	19,0
REPTILIA	150	20,0	24,9	8,3	11,0	7,3	8,4	20,9	26,1
Vertebrados indet.	80	0	0	0	0	5,5	3,4	0	0
ARTROPODA									
Coleoptera	0,8	0	0	0	0	1,8	<0,1	4,5	<0,1
Orthoptera	0,5	5,7	<0,1	5,0	<0,1	9,1	<0,1	0	0
Scorpionida	1,5	0	0	5,0	0,1	0	0	0	0
Otros	0,9	0	0	0	0	1,8	<0,1	6,0	<0,1
Total de heces		33		32		33		32	
Individuos presa		70		60		55		67	

Tabla 4.1. Composición estacional de la dieta del gato montés, en términos de frecuencia relativa (FR) y biomasa relativa (BR), en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa.

Los roedores fueron los mamíferos dominantes en la dieta en ambos sitios (FR > 41% en todas las estaciones), siendo los cricétidos (todas las especies agrupadas) y los tuco tucos los ítems más utilizados. El aporte de los cricétidos a la dieta del gato montés en PN fue relativamente constante a lo largo del año ($\chi^2 = 5,44$; gl = 3; $P = 0,142$) en tanto que en CG mostró diferencias significativas entre estaciones ($\chi^2 = 8,00$; gl = 3; $P = 0,046$) producto de un pico en su consumo durante el invierno (Figura 4.2). En PN, ninguna especie de cricétido fue utilizada mayoritariamente durante todas las temporadas, sino que las FR de consumo variaron a lo largo del año (p.e., mientras que *Graomys griseoflavus* fue la especie más consumida en verano, *Eligmodontia typus* fue la más consumida en primavera). Por el

contrario, *G. griseoflavus* fue la especie mayormente consumida a lo largo del año en CG, aunque en primavera su FR de consumo fue igual a la de *E. typus* y *Akodon molinae* (Tablas 4.1 y 4.2).

Ítem	Peso (g)	Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
		FR	BR	FR	BR	FR	BR	FR	BR
MAMMALIA									
Didelphimorphia									
<i>Thylamys pallidior</i>	21,8	3,7	0,8	0	0	0	0	0	0
Rodentia									
Cricetidae (Subtotal)		(16,7)	(7,2)	(27,0)	(9,1)	(29,5)	(10,7)	(17,5)	(6,0)
<i>Akodon molinae</i>	39,6	3,7	1,4	9,5	2,9	3,8	1,2	3,2	1,1
<i>Calomys musculus</i>	18,8	0	0	0	0	1,3	0,2	0	0
<i>Graomys griseoflavus</i>	58,6	9,3	5,2	11,1	4,9	12,8	5,8	3,2	1,7
<i>Eligmodontia typus</i>	17,7	3,7	0,6	3,2	0,4	2,6	0,3	3,2	0,5
<i>Reithrodon auritus</i>	66,3	0	0	0	0	2,6	1,3	0	0
Cricetidae indet.	37,7	0	0	3,2	0,9	6,4	1,9	7,9	2,7
Caviidae	250	3,7	8,9	12,7	24,0	14,1	27,0	4,8	10,8
<i>Ctenomys</i> cf. <i>C. azarae</i>	180	18,5	31,9	22,2	30,2	23,1	31,8	19,0	31,0
Rodentia indet.	74,3	5,6	4,0	0	0	0	0	0	0
Cingulata									
<i>Zaedyus pichiy</i>	430	0	0	1,6	5,2	1,3	4,2	0	0
Lagomorpha									
<i>Lepus europaeus</i>	430	0	0	0	0	3,8	12,7	0	0
AVES	170	9,3	15,1	17,5	22,4	1,3	1,7	12,7	19,5
REPTILIA	150	22,2	31,9	7,9	9,0	9,0	10,3	20,6	28,0
Vertebrados indet.	80	0	0	0	0	2,6	1,6	6,3	4,6
ARTROPODA									
Coleoptera	0,8	5,6	<0,1	0	0	3,8	<0,1	4,8	<0,1
Orthoptera	0,5	3,7	<0,1	6,3	<0,1	3,8	<0,1	4,8	<0,1
Scorpionida	1,5	5,6	0,1	0	0	3,8	<0,1	3,2	<0,1
Otros	0,9	5,6	<0,1	4,8	<0,1	3,8	<0,1	6,3	0,1
Total de heces		31		31		35		31	
Individuos presa		54		63		78		63	

Tabla 4.2. Composición estacional de la dieta del gato montés, en términos de frecuencia relativa (FR) y biomasa relativa (BR), en los campos ganaderos “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles”, La Pampa.

El consumo de tuco tucos varió a lo largo del año en PN ($\chi^2 = 7,88$; gl = 3; $P = 0,049$), mostrando un pico en invierno, y fue relativamente homogéneo a lo largo del año en CG ($\chi^2 = 2,59$; gl = 3; $P = 0,459$) (Figura 4.2). El aporte de los cuises no varió significativamente a lo largo del año en PN ($\chi^2 = 7,24$; gl = 3; $P = 0,065$), en tanto que en CG mostró diferencias significativas ($\chi^2 = 9,00$; gl = 3; $P = 0,029$) por su mayor utilización en otoño e invierno (Figura 4.2).

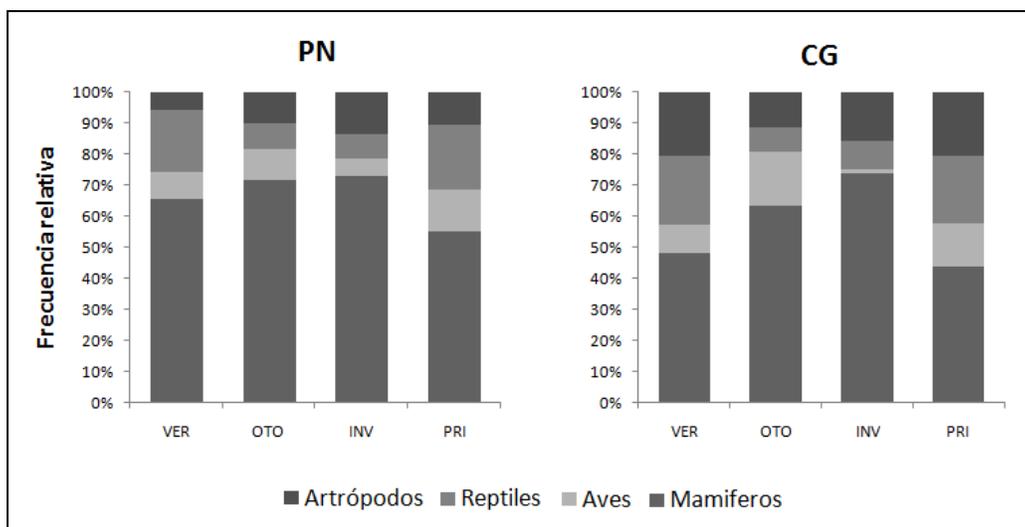


Figura 4.1. Variación a lo largo de las estaciones de los cuatro grandes grupos alimenticios (mamíferos, reptiles, aves y artrópodos) en la dieta del gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa

En PN, el consumo de cricétidos fue significativamente mayor al consumo de tuco tucos en otoño ($\chi^2 = 5,76$; $gl = 1$; $P = 0,016$) y significativamente menor al consumo de tuco tucos en invierno ($\chi^2 = 4,24$; $gl = 1$; $P = 0,040$), en tanto que en primavera y verano la utilización de ambos items fue similar ($\chi^2 \leq 3,13$; $gl = 1$; $P \geq 0,077$). Los cuises fueron significativamente menos consumidos que los cricétidos y que los tuco tucos en todas las estaciones ($\chi^2 \leq 4,57$; $gl = 1$; $P \geq 0,033$) excepto en otoño, cuando la diferencia en la utilización de cuises y tuco tucos no fue significativa ($\chi^2 = 0,05$; $gl = 1$; $P = 0,818$) (Tabla 4.1 y Figura 4.2). En CG, la utilización de cricétidos y tuco tucos en cada estación no mostró diferencias significativas a lo largo del año ($\chi^2 \leq 0,61$; $gl = 1$; $P \geq 0,435$). Por el contrario, el consumo de estos dos ítems fue significativamente mayor al consumo de cuises tanto en verano como en primavera ($\chi^2 \geq 4,45$; $gl = 1$; $P \leq 0,035$), en tanto que en invierno los cuises fueron tan utilizados como los tuco tucos ($\chi^2 = 1,69$; $gl = 1$; $P = 0,194$) y en otoño tan utilizados como los tuco tucos y los cricétidos ($\chi^2 \leq 3,24$; $gl = 1$; $P \geq 0,072$) (Tabla 4.2 y Figura 4.2).

En términos de BR, los tuco tucos fueron los roedores con mayor aporte a la dieta del gato montés a lo largo del año en ambos sitios ($BR > 24\%$; $\chi^2 \geq 40,08$; $gl = 1$; $P < 0,001$), excepto en otoño en PN cuando los cuises conformaron la mayoría del aporte ($BR = 33,1\%$; $\chi^2 = 50,00$; $gl = 1$; $P < 0,001$). Los cricétidos constituyeron aportes minoritarios en BR en ambos sitios a lo largo del año (Figura 4.2), incluso inferiores al aporte en BR de reptiles y aves (Tablas 4.1 y 4.2).

La composición estacional de la dieta del gato montés en PN mostró diferencias significativas (no estuvo correlacionada significativamente) entre verano – otoño y verano – invierno ($r_s \leq 0,55$; $P \geq$

0,122), en tanto que las diferencias en la composición de la dieta en CG fueron significativas entre verano – otoño, verano – invierno, otoño – primavera e invierno – primavera ($r_s \leq 0,56$; $P \geq 0,116$) (Tabla 4.3).

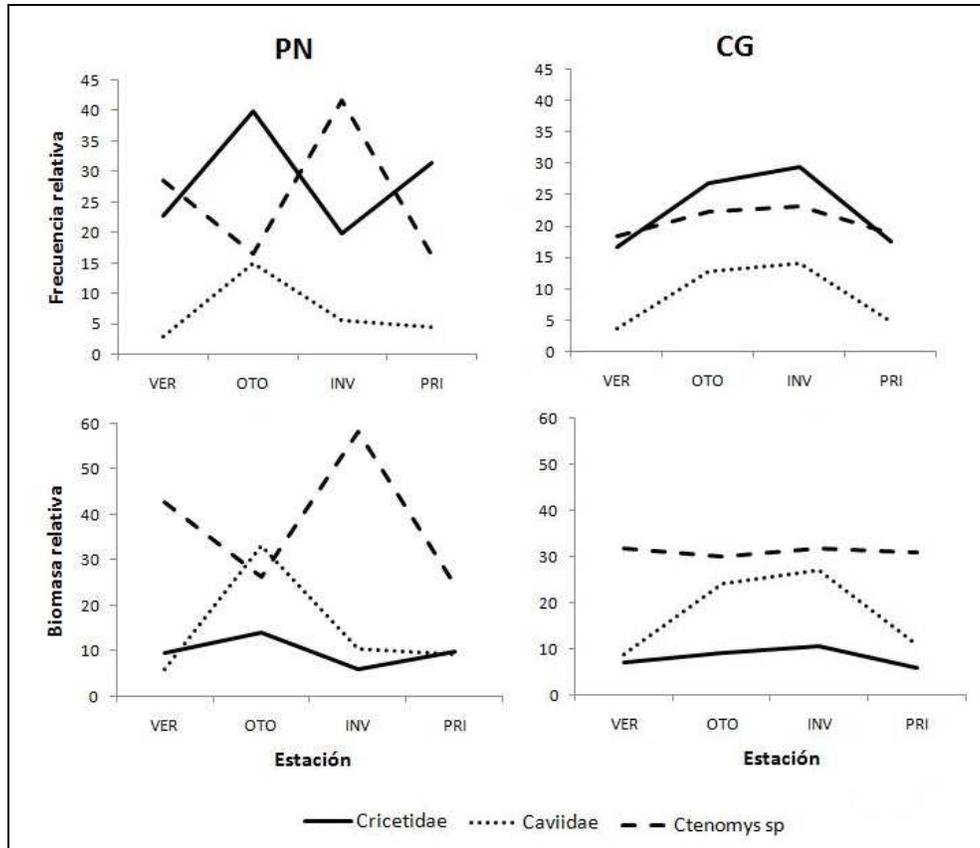


Figura 4.2. Variación a lo largo de las estaciones de los tres grupos de roedores (cricétidos, cávidos y tuco tucos) presentes en la dieta del gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa

La composición de la dieta en cada estación sólo mostró diferencias significativas entre PN y CG para el verano ($r_s = 0,64$; $P = 0,062$) (Tabla 4.3). En esa estación, la frecuencia de consumo de artrópodos fue casi el 72% superior en CG que en PN ($\chi^2 = 8,4$; $P = 0,004$), en tanto que el consumo de mamíferos fue un 27% superior en PN, aunque las diferencias entre áreas no fueron significativas para este grupo (Tablas 4.1 y 4.2). Fuera de esta estación, los tuco tucos en invierno ($\chi^2 = 5,4$; $P = 0,020$) y los cricétidos en primavera ($\chi^2 = 4,0$; $P = 0,040$) fueron más consumidos en PN que en CG. Considerando el conjunto de los pequeños roedores (cricétidos, tuco tucos y cuisés), no se observaron en ninguna estación diferencias significativas entre áreas en su frecuencia de consumo ($\chi^2 \leq 2,3$; $P \geq 0,127$). La utilización tanto de aves como de reptiles no mostró diferencias significativas entre áreas en las distintas estaciones ($\chi^2 < 2,1$; $P > 0,153$), al igual que los artrópodos en otoño, invierno y primavera.

	CCS		TH			CMT ^(*)		
	r_s	P	t	GL	Dif.	q	P	Dif.
ENTRE ÁREAS POR ESTACIÓN								
Verano	0,64	0,062	-1,85	121	NS	5,5	0,004	S
Otoño	0,96	<0,001	1,21	115	NS	9,4	<0,001	S
Invierno	0,86	0,003	-1,96	95	NS	15,1	<0,001	S
Primavera	0,75	0,019	-0,34	126	NS	3,6	0,203	NS
ENTRE ESTACIONES POR ÁREA								
Parque Nacional								
Verano – Otoño	0,52	0,150	-1,81	115	NS	16,6	<0,001	S
Verano – Invierno	0,55	0,122	-0,12	92	NS	15,1	<0,001	S
Verano – Primavera	0,79	0,012	-1,62	133	NS	8,7	<0,001	S
Otoño – Invierno	0,79	0,012	1,06	70	NS	33,0	<0,001	S
Otoño – Primavera	0,76	0,017	0,02	121	NS	8,3	<0,001	S
Invierno – Primavera	0,79	0,011	-1,00	81	NS	24,9	<0,001	S
Campos Ganaderos								
Verano – Otoño	0,44	0,240	1,35	109	NS	2,0	0,843	NS
Verano – Invierno	0,47	0,203	-0,99	128	NS	7,9	<0,001	S
Verano – Primavera	0,86	0,003	0,09	114	NS	0,2	1,000	NS
Otoño – Invierno	0,72	0,029	-2,43	140	NS	9,7	<0,001	S
Otoño – Primavera	0,45	0,225	-1,32	124	NS	2,2	0,789	NS
Invierno – Primavera	0,56	0,116	1,12	141	NS	7,8	<0,001	S

Tabla 4.3. Comparaciones estacionales entre la composición de la dieta (Coeficientes de Correlación por Rangos de Spearman – CCS), diversidad de la dieta (Test de Hutcheson – TH) y amplitud de nicho trófico (Contrastes Múltiples de Tukey – CMT) de gatos monteses a lo largo del año y entre sitios (Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños), La Pampa. (*)Valor crítico para $t_{0,05(2),(70 \leq df \leq 141)} \geq 1,976$

DIVERSIDAD DIETARIA Y AMPLITUD DE NICHOS TRÓFICOS. La diversidad dietaria promedio fue mayor en CG ($H' = 1,01$) que en PN ($H' = 0,95$) (Tabla 4.4), pero las diferencias no fueron significativas ($P < 0,05$) tanto entre estaciones para un mismo sitio como entre sitios para una misma estación (Tabla 4.3). Por el contrario, la amplitud de nicho trófico (B_A) no fue homogénea al considerar los dos sitios en forma conjunta a lo largo del año ($H = 84,67$; $P < 0,01$). Este parámetro alcanzó en ambos sitios un mínimo durante el invierno y un máximo durante el otoño (Tabla 4.4), aunque en CG las diferencias entre las amplitudes de nicho de otoño, primavera y verano no fueron significativas ($q \leq 2,2$; $P \geq 0,789$). Los gatos monteses en CG mostraron mayor amplitud de nicho que los gatos en PN tanto en

verano como en invierno, en tanto que en el otoño se observó el patrón contrario. En primavera ambas poblaciones presentaron la misma amplitud de nicho (Tabla 4.3).

Temporada	PN			CG		
	H'	B	B _A	H'	B	B _A
Verano	0,91	6,35	0,54	1,02	8,33	0,61
Otoño	1,00	9,08	0,81	0,95	7,56	0,66
Invierno	0,92	4,82	0,27	1,07	8,84	0,49
Primavera	0,99	8,36	0,67	1,01	8,32	0,61

Tabla 4.4. Diversidad dietaria y amplitud de nicho trófico del gato montés a lo largo del año en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa. H' = Índice de Shannon-Wiener; B = Índice de Levins; B_A = Índice de Amplitud de Nicho Estandarizado.

PATRÓN DE SELECCIÓN DE PRESAS. El patrón de selección de presas por el gato montés fue distinto entre áreas. Mientras que en CG se comportó en todas las estaciones como un depredador selectivo ($\chi^2 > 8,5$; gl = 2; $P < 0,02$), en PN utilizó las presas de acuerdo a su disponibilidad ($\chi^2 \leq 1,8$; gl = 2; $P \geq 0,405$), excepto durante la primavera ($\chi^2 = 45,7$; gl = 2; $P < 0,01$) (Tabla 4.5).

	VERANO		OTOÑO		INVIERNO		PRIMAVERA	
	OBS	ESP	OBS	ESP	OBS	ESP	OBS	ESP
PN								
Cricétidos	16	15,31	24	20,66	11	8,57	21	8,29
Aves	6	6,66	6	9,30	3	5,33	9	23,52
Liebres	0	0,02	0	0,05	0	0,10	2	0,19
CG								
Cricétidos	11	0,84	25	4,59	34	0,14	14	0
Aves	5	15,10	11	31,21	1	36,47	8	21,74
Liebres	0	0,05	0	0,20	3	1,39	0	0,26

Tabla 4.5. Frecuencias observadas (en la dieta del gato montés) (OBS) y esperadas (en base a la disponibilidad de ese ítem presa en el campo) (ESP) para las tres categorías de presa estudiadas en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa.

En CG, los cricétidos fueron seleccionados positivamente durante las cuatro estaciones, en tanto que las aves pequeñas y medianas y las liebres fueron evitadas a lo largo del año. La única excepción ocurrió con las liebres durante el invierno, que fueron consumidas de acuerdo a su disponibilidad (Tabla 4.6). Durante la primavera en PN, el gato montés seleccionó positivamente los cricétidos, evitó

las aves pequeñas y medianas y consumió las liebres en función de su disponibilidad (Tabla 4.6). Cabe mencionar que algunas categorías (fundamentalmente liebres) presentaron frecuencias esperadas con valores inferiores a 5, lo que contradice un supuesto de la prueba utilizada. Sin embargo, al remover esta categoría del análisis y rehacer los cálculos, los resultados con las categorías restantes no se vieron afectados.

Sitio	Estación	Item presa	Prop. Esp.	IC 95%	Selección
PN	Primavera	Cricétidos	0,259	0,435 – 0,878	POS
		Aves	0,735	0,071 – 0,491	NEG
		Liebres	0,006	-0,050 – 0,175	NS
CG	Verano	Cricétidos	0,053	0,382 – 0,993	POS
		Aves	0,944	0,007 – 0,618	NEG
		Liebres	0,003	0	NEG
CG	Otoño	Cricétidos	0,127	0,492 – 0,897	POS
		Aves	0,867	0,103 – 0,508	NEG
		Liebres	0,005	0	NEG
CG	Invierno	Cricétidos	0,004	0,763 – 1,026	POS
		Aves	0,959	-0,042 – 0,095	NEG
		Liebres	0,037	-0,037 – 0,194	NS
CG	Primavera	Cricétidos	0	0,366 – 0,907	POS
		Aves	0,988	0,093 – 0,634	NEG
		Liebres	0,012	0	NEG

Tabla 4.6. Patrón estacional de selección de presas por el gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa. Se destaca la proporción esperada de cada ítem en función de su disponibilidad en el campo, los Intervalos de Confianza (IC) de Bonferroni al 95% y el tipo de selección (POS = positiva; NEG = negativa; NS = no seleccionado).

El análisis gráfico del consumo de las distintas especies de cricétidos parece indicar que no todas las especies fueron utilizadas de la misma forma (Figura 4.3). *Akodon* sp. parece haber sido evitada o consumida de acuerdo a su disponibilidad en PN, mientras que en CG parece haber sido seleccionada. Por su parte, *Calomys musculinus* parece en PN haber sido consumida de acuerdo a su disponibilidad en verano y otoño, en tanto que en CG parece haber sido evitada en esas estaciones. *Graomys griseoflavus* parece haber sido seleccionada durante el verano y haber sido utilizada de acuerdo a su disponibilidad en otoño en ambas áreas, aunque en la primavera fue aparentemente evitada en PN y seleccionada en CG. Por último, *Eligmodontia typus* parece haber sido evitada o

consumida de acuerdo a su disponibilidad tanto en PN como en CG, excepto durante la primavera cuando habría sido seleccionada en ambas áreas (Figura 4.3).

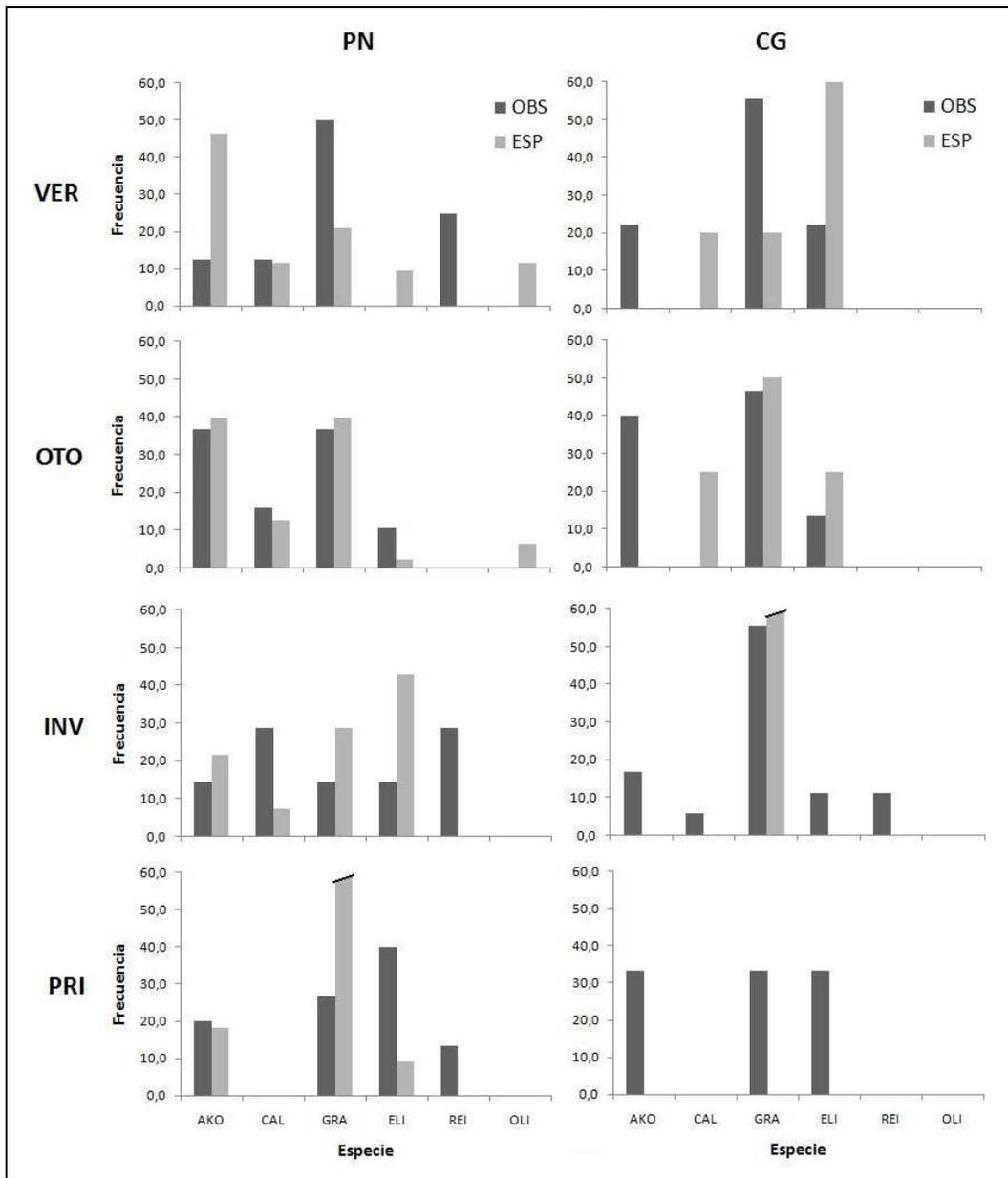


Figura 4.3. Frecuencias observadas (en la dieta del gato montés) y esperadas (en base a su disponibilidad en el campo) para distintas especies de roedores cricétidos (AKO = *Akodon* sp.; CAL = *Calomys musculinus*; GRA = *Graomys griseoflavus*; ELI = *Eligmodontia typus*; REI = *Reithrodon auritus*; OLI = *Oligoryzomys longicaudatus*) a lo largo del año en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa.

Por su parte, el patrón de selección de tuco tucos también parece haber sido diferente entre áreas. Durante el verano estos roedores fueron aparentemente consumidos en función de su disponibilidad en PN, en tanto que parecen haber sido evitados en CG. En las restantes estaciones el

patrón de selección parece similar entre áreas (selección negativa en otoño y positiva en invierno), aunque con tendencias más marcadas en PN. La tendencia hacia la selección positiva de estos roedores fue similar en primavera en ambas áreas (Figura 4.4).

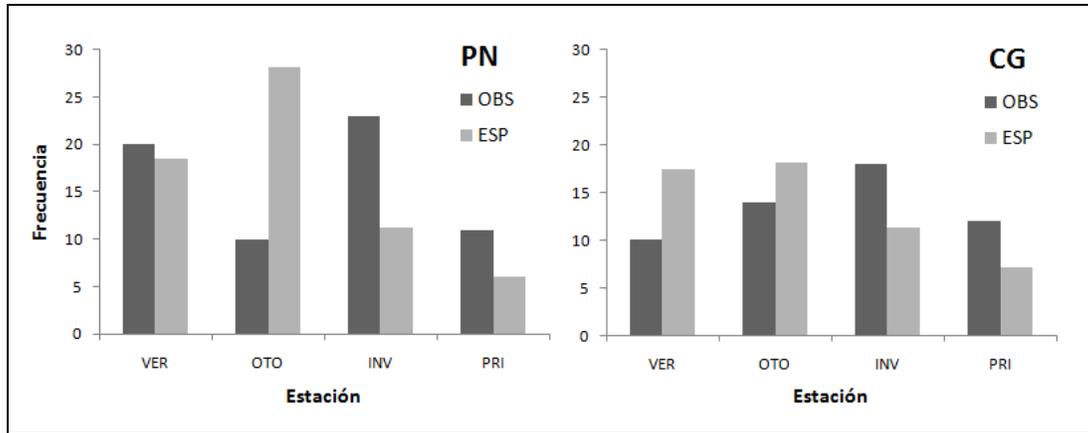


Figura 4.4. Frecuencias observadas (en la dieta del gato montés) y esperadas (en base a su disponibilidad en el campo) para los tuco tucos (*Ctenomys* sp.) a lo largo del año en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa.

DISCUSIÓN

Los pequeños roedores fueron las presas principales del gato montés en el área protegida y en los campos ganaderos, conformando entre el 41% y el 72% de su dieta estacional. Este patrón es consistente con el observado en otras localidades para este felino (Johnson y Franklin 1991; Novaro et al. 2000; Vuillermoz 2001; Manfredi et al. 2004; Zamero et al. 2004; Berg 2007; Canepuccia et al. 2007; Sousa y Bager 2008) y para la misma localidad del presente estudio durante un período sin sequía (Bisceglia et al. 2008). Los pequeños roedores son la base de la alimentación de muchas especies de félidos pequeños y medianos (Kitchener 1991) y su consumo está directamente relacionado con la retribución energética que brinda este tipo de presa. Por ejemplo, el caracal (*Caracal caracal*) y el gato selvático asiático (*Felis chaus*) obtienen hasta el 70% de la energía diaria metabolizable a partir de pequeños roedores (Mukherjee et al. 2004). En términos bioenergéticos, los carnívoros necesitan consumir el equivalente al 7–10% de su peso corporal por día (Aldama et al. 1991; Olbricht y Sliwa 1997), lo que para el gato montés implica unos 210–450 gr diarios de alimento. El peso promedio de los pequeños roedores en el área es de aprox. 80 gr [Rango = 17,7 gr (*Eligmodontia typus*) – 250 gr (Caviidae)], por lo que este felino debería consumir unos 3–6 roedores por día (12–25 *E. typus* o 1–2

cuis) para alcanzar ese umbral. A pesar de que no toda esa biomasa ingerida es aprovechada como alimento (huesos, pelos, uñas y otros componentes son excretados), el consumo de otras especies presa podría contribuir a cubrir los requerimientos nutricionales básicos de este felino. Pero dos hechos relevantes incrementarían los beneficios de basar la dieta en pequeños roedores. Por un lado, estos son numéricamente dominantes en muchos ecosistemas (Pearson 1964; Hayward et al. 1997; Curtin et al. 2000), lo que incrementa la tasa de encuentro con los depredadores y disminuye el esfuerzo de forrajeo (Norberg 1977). Por el otro, una vez capturadas, son presas relativamente fáciles de manipular y digerir (Pearson 1964; Erlinge et al. 1974; King 1989). Así, los pequeños roedores representan un grupo de presas altamente provechosas para el gato montés.

El marcado declive en la abundancia de cricétidos y tucos tucos en los campos ganaderos respecto del área protegida (ver Capítulo 3) no se tradujo en diferencias en la frecuencia de consumo de pequeños roedores por este felino entre áreas. Sin embargo, y a pesar de esa relativa estabilidad dietaria, el patrón de consumo de cricétidos y tucos tucos no fue similar entre áreas. Mientras que en el parque nacional el consumo de ambos items pareció complementarse (una disminución en el consumo de uno de los items se vió acompañada por un aumento en el consumo del otro), en los campos ganaderos se observaron tendencias paralelas en cuanto a la frecuencia de utilización de ambos (el aumento o disminución de un item acompañó el aumento o disminución del otro). Este hecho reflejaría no sólo una diferencia en la retribución energética entre ambos items presa sino también el cambio en sus disponibilidades a lo largo del año. En otoño, cuando los cricétidos fueron aún relativamente abundantes en el parque nacional, el gato montés los consumió mayoritariamente pese a que en esa estación los tucos tucos presentaron su mayor actividad relativa anual. Hacia el invierno, cuando la abundancia de cricétidos cayó significativamente, los gatos monteses incrementaron el consumo de tucos tucos a pesar de que estos disminuyeron también su actividad (aunque no necesariamente su abundancia). En los campos ganaderos, por el contrario, las disponibilidades de estas presas podrían haber sido lo suficientemente bajas como para que este carnívoro no discrimine entre ambas, lo que se reflejaría en un patrón de consumo más bien aditivo y no de reemplazo como el observado en el parque nacional.

En apoyo a esta idea, el patrón de selección de presas indica que el gato montés no se comportó como un depredador oportunista respecto de los cricétidos. Por el contrario, en los campos ganaderos, donde estos fueron mucho menos abundantes que en el área protegida, este carnívoro los seleccionó positivamente en todas las estaciones en detrimento de otras presas potenciales cuya abundancia no cambió (liebre europea) o que incluso se incrementó (aves passeriformes en verano) respecto del área protegida. Asimismo, en la medida en que la abundancia de cricétidos comenzó a declinar en el área

protegida, el gato montés dejó de consumirlos de acuerdo a su disponibilidad para pasar a seleccionarlos positivamente. Esta evidencia sugiere que el gato montés es un especialista en el consumo de roedores cricétidos, en concordancia con lo señalado por Manfredi et al. (2004) para las poblaciones del pastizal pampeano. Otros carnívoros considerados especialistas continúan depredando sobre sus presas principales incluso luego de una disminución notoria en las abundancias de estas (p.e., el lince ibérico; Beltrán y Delibes 1991).

Dentro del grupo de los cricétidos, también se observó variabilidad en el consumo de las distintas especies entre áreas; mientras que *Graomys griseoflavus* constituyó la especie con aportes mayoritarios a la dieta en los campos ganaderos en casi todas las estaciones, la importancia relativa de las especies en el parque nacional varió a lo largo del año (*G. griseoflavus* predominó en verano, *Eligmodontia typus* en primavera, *A. molinae* y *G. griseoflavus* en otoño y *Calomys musculinus* y *Reithrodon auritus* en invierno). A manera de comparación temporal, la dieta estacional del gato montés durante un período libre de sequía en el área protegida estuvo compuesta mayoritariamente por *Akodon molinae* y *Calomys musculinus* (Bisceglia et al. 2008). Esto sugeriría que el gato montés ajusta la frecuencia de consumo de las distintas especies de cricétidos a fin de mantener relativamente estable la retribución energética obtenida por depredar sobre este grupo de mamíferos. La confrontación de la dieta de este carnívoro con las abundancias de las distintas especies en los distintos sitios y en los distintos años (para 2005 véase Bisceglia 2006) sugeriría que este ajuste se realiza a través del consumo oportunista de las distintas presas cuando estas son relativamente abundantes (Bisceglia 2006) y a través de un uso selectivo cuando estas son escasas. Así, *G. griseoflavus* fue seleccionada en verano, *E. typus* en primavera y *C. musculinus* y *R. auritus* en invierno en el parque nacional, en tanto que *G. griseoflavus* fue seleccionada en verano, invierno y primavera y *A. molinae* en todas las estaciones en los campos ganaderos.

Estos resultados apoyan la hipótesis de que la disminución de la cobertura de gramíneas en los campos ganaderos aumenta la vulnerabilidad de los cricétidos dependientes de cobertura densa (Corley et al. 1995; Taraborelli et al. 2003). Las especies del género *Akodon* fueron consumidas de acuerdo a su disponibilidad o en menor medida a su disponibilidad en el área protegida, mientras que en los campos ganaderos fueron seleccionadas positivamente en todas las estaciones. Por el contrario, el patrón de selección de *E. typus* por el gato montés no pareció verse afectado por el efecto del pastoreo, ya que este cricétido fue en general igualmente seleccionado (positiva o negativamente) en ambos sitios a lo largo del año. Otra cuestión que puede estar relacionada con diferencias en la vulnerabilidad tiene que ver con el momento del año en que los pequeños roedores son más depredados. Tanto en el área protegida como en los campos ganaderos, las mayores frecuencias de ocurrencia de este grupo de

presas en la dieta se registraron durante el otoño y el invierno. Estas dos estaciones coinciden con la época de nacimiento, crecimiento e independización de juveniles de la mayoría de las especies de cricétidos en el área (Teta et al. 2009), y esas categorías de edad suelen ser menos eficientes para evadir la depredación que los adultos (Caro y FitzGibbon 1992). Sin embargo, dado que no se intentó determinar la edad de los ejemplares contenidos en las heces, esta observación no pudo probarse empíricamente.

Con muy pocas excepciones (p.e., Canepuccia et al. 2007), las aves son componentes tróficos de importancia secundaria para el gato montés (Novaro et al. 2000; Vuillermoz 2001; Bisceglia et al. 2008; Sousa y Bager 2008), al igual que ocurre en muchas especies de felinos (Kitchener 1991). En este estudio, su consumo alcanzó frecuencias estacionales de entre el 1% y el 18%. Las aves passeriformes son relativamente difíciles de capturar para un felino, debido a sus posibilidades de evadir rápidamente a los depredadores a través del vuelo (Delibes e Hiraldo 1987; Turner y Bateson 1988), por lo que serían menos vulnerables a la depredación respecto de otras presas. Por otro lado, contienen un mayor porcentaje de materia no digerible respecto de mamíferos de igual tamaño (Johnson y Hansen 1979). Esto las convertiría en presas poco provechosas para los felinos, por lo que el consumo de otras presas con mayor disponibilidad y/o retribución energética sería más ventajoso. Esta hipótesis permitiría justificar el bajo consumo general de este grupo de presas a lo largo del año en Lihué Calel y en otras localidades donde se estudió la dieta de este felino, e incluso explicaría las diferencias con lo observado por Canepuccia et al. (2007) en la albufera de Mar Chiquita. Allí, el consumo mayoritario de aves por parte del gato montés no estuvo dado por el consumo de aves passeriformes sino por el de aves de tamaño considerablemente mayor, fundamentalmente aves acuáticas, cuya captura se vio facilitada por la densa vegetación existente en cercanías de sus dormitorios y sitios de nidificación (Canepuccia et al. 2007). Otro factor para explicar la baja frecuencia de consumo de aves podría estar relacionado con los horarios diferenciales de actividad (Endler 1986), ya que mientras que la mayoría de las aves son diurnas, los gatos monteses son predominantemente nocturnos (Johnson y Franklin 1991; Foreman 1997; Cuéllar et al. 2006; J. Pereira, datos no publicados).

En los campos ganaderos las aves fueron consumidas en forma marcadamente estacional, con máximos en otoño y primavera y un mínimo en invierno. En el área protegida, si bien la frecuencia de consumo de este ítem no mostró diferencias significativas entre estaciones, también se observaron tendencias de consumo estacionales, con máximos y mínimos en las mismas estaciones que en los campos ganaderos. En general, estos patrones de consumo coinciden con los patrones de abundancia de aves observados en ambos sitios, por lo que el consumo de este grupo de presas sería oportunista. Sin

embargo, el verano parece constituir un caso especial, ya que en esa estación el consumo de aves fue intermedio pese a que la densidad de ese grupo fue máxima, tanto en los campos ganaderos como en el área protegida. Estudios realizados en otras localidades indican que la baja prevalencia de aves en la dieta del gato montés es habitual durante el período estival. Por ejemplo, Canepuccia et al. (2007) observó que la dieta de este felino (en términos de biomasa) en la albufera de Mar Chiquita estuvo dominada por aves durante todo el año excepto en el verano, cuando la elevada utilización de la liebre europea y la rata acuática (*Holochilus brasiliensis*) modificaron esa tendencia. Por su parte, Vuillermoz (2001) registró en la Reserva Campos del Tuyú (Buenos Aires) aportes máximos de las aves durante la primavera (16,4%), mientras que en el verano observó un mayor porcentaje de ocurrencia de cuises y liebres. Incluso en Lihué Calel, Bisceglia et al. (2008) también observaron que la mayor utilización de aves se dio durante la primavera. En el presente estudio, la dieta estival del gato montés en los campos ganaderos se vio enriquecida por otras dos presas alternativas, los reptiles y los artrópodos, que alcanzaron en ambos casos las mayores frecuencias de ocurrencia en la dieta en esta temporada. Este patrón es coincidente con el observado para el gato silvestre europeo (*Felis silvestris*), un especialista facultativo en pequeños roedores o en conejos europeos (*Oryctolagus cuniculus*) que responde a las disminuciones en la abundancia de su alimento principal consumiendo invertebrados o reptiles (Lozano et al. 2006).

La frecuencia de consumo de aves no varió entre los campos ganaderos y el área protegida a lo largo del año, pero el patrón de selección de presas mostró variaciones entre áreas. Mientras que los gatos monteses consumieron aves en menor proporción a su abundancia en los campos ganaderos durante todo el año, en el área protegida fueron consumidas de acuerdo a su disponibilidad en la mayoría de las estaciones (excepto en primavera cuando también fueron evitadas). Esta diferencia podría estar relacionada con la disminución de la cobertura y de la altura media del estrato de gramíneas en los campos con ganadería (ver Capítulo 2). De esta manera, tanto las aves que se alimentan en el piso como aquellas que utilizan los estratos arbustivo y arbóreo (que no se ven modificados por el ganado) podrían mejorar la detectabilidad de los depredadores y aumentar la distancia de escape. Un aspecto que sugeriría tener cautela en el análisis de selección de presas tiene que ver con la utilización por parte del gato montés de otras aves distintas a las cuantificadas como disponibles en este estudio. Por ejemplo, si bien una buena proporción de los restos recuperados de las heces fueron indiscutiblemente de aves passeriformes y ocasionalmente de palomas, los gatos monteses en el área consumen también aves tinamiformes (J. Pereira, obs. pers.). Las aves tinamiformes poseen una masa corporal considerablemente mayor que las aves passeriformes, y sus hábitos mayormente terrestres podrían convertirlas en presas provechosas para el gato montés. Sin embargo, en muchos

casos no fue posible distinguir a partir de los restos extraídos de las heces entre tinamiformes y passeriformes. La imposibilidad de cuantificar la incidencia real de las tinamiformes en la dieta dificulta reconocer si el cambio en la cobertura vegetal en los campos ganaderos tiene algún efecto sobre su tasa de captura.

Una de las diferencias más notables en la composición de la dieta del gato montés entre áreas tiene que ver con la elevada frecuencia de consumo de artrópodos (20,5%) que se registró en los campos ganaderos durante el verano. A la luz de la información obtenida no es posible detectar si ese hecho constituyó una respuesta funcional por parte del gato montés a las bajas densidades de su alimento principal, ya que la disponibilidad de artrópodos no fue cuantificada durante este estudio. Sin embargo, los felinos poseen altas tasas basales de metabolismo (McNab 1989), por lo que parece poco probable que el aumento en el consumo de artrópodos en detrimento del consumo de vertebrados responda a una estrategia estacional en el uso de las presas. Los artrópodos no sólo poseen una masa corporal casi despreciable respecto de las presas vertebradas, sino que además poseen más del 50% de su arquitectura corporal compuesta por materiales indigeribles para los carnívoros (Stiven 1961; Johnson y Hansen 1979). Una posibilidad es que el empobrecimiento observado en la base de presas haya disparado el consumo de ítems pequeños que, de otra manera, habrían sido evitados. Los artrópodos suelen ser un recurso superabundante en muchos sistemas (Wilson 1987), por lo que la tasa de encuentro con los depredadores suele ser alta. Por ende, un aumento en su frecuencia de consumo es esperable en condiciones de baja disponibilidad del alimento principal. En concordancia, el consumo de artrópodos fue significativamente inferior en el área protegida, donde los pequeños roedores fueron mucho más abundantes, e incluso no fueron utilizados en ninguna temporada por el gato montés durante un período libre de sequía y con mayor abundancia de presas (Bisceglia et al. 2008).

La importancia numérica de los reptiles en la dieta del gato montés fue similar a la de las aves a lo largo del año, fluctuando entre el 7% y el 22% estacional. Estos valores difieren considerablemente de los estimados por Bisceglia et al. (2008), quienes incluso durante las estaciones cálidas del año (cuando los reptiles están más disponibles para los depredadores) hallaron frecuencias de ocurrencia inferiores al 7%. Al igual que lo ocurrido con los artrópodos, la representación de esta presa en la dieta del gato montés podría ser producto de la menor disponibilidad de las presas preferidas por este carnívoro. La falta de información sobre la disponibilidad de reptiles impide determinar si la ausencia de diferencias en la frecuencia de consumo entre áreas se debe a la utilización en forma oportunista de presas cuyas densidades no se ven disminuidas por los efectos de la ganadería o si, en caso de verse su abundancia disminuida en los campos ganaderos, la depredación de este grupo se ve facilitada allí por la alteración de la cobertura vegetal (Pietrek et al. 2009).

El efecto de las especies introducidas sobre las interacciones intraespecíficas (p.e., depredador – presa) ha ganado atención en los últimos años (Jaksic y Soriguer 1981; Meffe et al. 1997; Novaro et al. 2000; Sacks y Neale 2007). Las liebres europeas fueron muy poco utilizadas como alimento a lo largo del estudio (<4%), lo que se contrapone con la alta o moderada utilización de esta presa registrada en otros sitios [p.e., 57% estacional promedio (rango 41–79) en el Parque Nacional Torres del Paine, Chile; Johnson y Franklin 1991]. Pese que las liebres estuvieron disponibles para los gatos monteses tanto en campos ganaderos como en el parque nacional, restricciones de distinta índole podrían estar operando para relajar la tasa de depredación de este lagomorfo. Por un lado, Forbes (1989) postuló la “hipótesis de la presa peligrosa”, que establece que el comportamiento de manipulación de la presa es función del riesgo al que se expone el depredador al manipularla. Así, las presas más peligrosas deben ser manipuladas con mayor cuidado (incrementando el tiempo y la demanda de energía) o directamente no son manipuladas (Stephens y Krebs 1986). Varios estudios demostraron que los gatos domésticos (peso promedio cercano a los 4 kg) no están bien adaptados a depredar sobre conejos adultos (Parer 1977; Corbett 1979), aunque la depredación de conejos juveniles es un hecho frecuente (Jones 1977; Fitzgerald and Karl 1979; Liberg 1984; Catling 1988). Bisceglia et al. (2008) registraron un aporte estacional minoritario de la liebre europea a la dieta del gato montés en Lihué Calel (< 2%) y sugirieron que ello sería producto de la ajustada relación de tamaños corporales entre ambas especies. Las liebres adultas en el área poseen un peso promedio de 3,2 kg (n = 8, J. Pereira, datos no publicados), por lo que serían demasiado grandes para ser sometidas y manipuladas por los relativamente pequeños gatos monteses (3,4 kg; ver Capítulo 5). En las localidades en las que las liebres conforman una parte importante de la dieta del gato montés, este felino posee un peso corporal promedio 30–53% mayor que el estimado en Lihué Calel (Lucherini et al. 2006), lo que apoya la observación de que depredadores más grandes utilizan generalmente presas más grandes (Peters 1983; Vezina 1985). De esta manera, la depredación de liebres adultas representaría un alto riesgo para este felino en el área, pese a que la retribución energética por su captura sería alta (equivalente a unos 15–25 roedores). En este sentido, en 3 ocasiones durante el transcurso de este estudio fueron observados gatos monteses intentando capturar sin éxito liebres adultas (J. Pereira, obs. pers.), en tanto que Branch (1995) registró en el área un intento fallido de captura de una vizcacha (*Lagostomus maximus*), un roedor de masa corporal similar a la liebre, actualmente extinto en la zona.

Por otro lado, la baja densidad de liebres en relación a la densidad de cricétidos podría ser otro factor que contribuya a relegar a las liebres como presas de uso frecuente. Por ejemplo, Vuillermoz (2001) estimó para la Reserva Campos del Tuyú densidades de roedores nativos de aprox. 5400 ind/km² y de liebres europeas cercanas a los 24 ind/km², y mientras que los primeros conformaron en

promedio el 66% de la dieta estacional, las liebres nunca superaron el 7%. Por el contrario, Novaro et al. (2000) estimaron para la estepa Patagónica menores densidades de roedores nativos (aprox. 2400 ind/km²) pero mayores densidades de liebres (47 ind/km²), y a pesar de que la dieta del gato montés también estuvo dominada por roedores (60%), el aporte de los lagomorfos ascendió al 22%. En el presente estudio, los pocos eventos de depredación de liebres ocurrieron durante el invierno y la primavera, estaciones en las que los cricétidos alcanzaron las menores densidades (<1300 ind/km²) y los lagomorfos las mayores (>15,5 ind/km²).

En su conjunto, la dieta del gato montés mostró marcadas diferencias estacionales. En los campos ganaderos la composición de las dietas de las estaciones cálidas (primavera y verano) fue similar entre si pero distinta de la composición de las dietas de las estaciones frías (otoño e invierno), en tanto que en el área protegida la dieta de verano fue distinta de las dietas de otoño e invierno. Pese a ello, ninguna de las presas mostró un aporte estacional significativo a la dieta. Esto reflejaría que las diferencias estacionales estuvieron dadas por pequeñas variaciones en el consumo de presas secundarias cuya abundancia varía en forma netamente estacional (p.e., aves passeriformes, reptiles). Como resultado, la suma de estas pequeñas variaciones se tradujo en diferencias estacionales significativas.

Los valores de amplitud de nicho trófico indicaron que la dieta del gato montés fue más especializada en ambos sitios durante el invierno. Si bien en esa estación este carnívoro concentró su consumo sobre los mamíferos y utilizó la mayor cantidad de items alimenticios registrada durante este estudio (15 en el área protegida y 17 en los campos ganaderos), las principales presas secundarias (aves y reptiles) presentaron frecuencias de ocurrencia inferiores a la media anual, lo que se tradujo en una amplitud de nicho restringida. Por el contrario, durante el otoño los gatos monteses se comportaron en forma más generalista en ambos sitios, lo que se evidenció en una mayor utilización de las presas secundarias (principalmente aves) y en un patrón de consumo más homogéneo. La comparación de los valores estacionales de este parámetro entre sitios indicó que los gatos monteses mostraron una dieta más especializada durante el verano y el invierno en el parque nacional, lo que coincide con lo observado por otros autores respecto de que la amplitud dietaria se incrementa a medida que disminuye la disponibilidad de las presas preferidas (p.e., Thompson y Colgan 1990; Kaspari y Joern 1993; Baker et al. 2001). Sin embargo, este patrón se invirtió durante el otoño, cuando los gatos monteses se mostraron más especializados en los campos ganaderos. Este hecho responde a que el 40% de la dieta del felino en este sitio está conformada por sólo dos items alimenticios (tucu tucos y aves), en tanto que en el área protegida ningún item aportó por si solo más del 17% a la dieta de esa temporada. Por su parte, la diversidad de la dieta evidenció las mismas tendencias que la amplitud de nicho trófico (mayor

generalismo – mayor diversidad dietaria), aunque estadísticamente las diferencias para este parámetro no fueron significativas ni entre sitios ni entre estaciones.

Finalmente, los resultados obtenidos sugieren que el gato montés selecciona sus presas de acuerdo al modelo de optimización dietaria. Los pequeños roedores, ítem presa altamente ranqueado en términos energéticos, constituyeron la mayor parte de la dieta de este felino independientemente de las variaciones en la abundancia de las presas secundarias, tanto en los distintos sitios como en las distintas estaciones del año. A pesar de que la abundancia de los pequeños roedores cayó en los campos ganaderos, los gatos monteses parecen haber sido lo suficientemente eficientes como para mantener elevado el nivel de consumo de esta presa en ese sitio. También de acuerdo con este modelo, la ocurrencia en la dieta de componentes tróficos menos provechosos (aves, reptiles y artrópodos) parece haber estado influida por la abundancia de pequeños roedores. Así, en el área protegida, donde la abundancia de pequeños roedores fue mayor, la ocurrencia de esas tres categorías de presa mostró una tendencia a la disminución en la dieta del felino (6% para los reptiles, 9% para las aves y 70% para los artrópodos). Si bien la confección de un ranking de retribución energética de las distintas presas del gato montés está fuera del alcance de este estudio, otros trabajos demostraron que la retribución energética de una presa se incrementa rápidamente con el tamaño corporal si no se incrementa el costo de manipulación (Werner y Hall 1974; Gardner 1981). Este hecho es particularmente evidente cuando el tamaño del depredador es relativamente grande en comparación con el de la presa (Bence y Murdock 1986; MacCracken y Hansen 1987). Si este razonamiento es aplicable al sistema de interacciones aquí considerado y los artrópodos son efectivamente las presas menos provechosas para el gato montés, la disminución del 70% de la frecuencia de ocurrencia de artrópodos en la dieta de este felino en el área protegida apoya la predicción de que bajo el modelo de optimización los ítems presa son incorporados o eliminados de la dieta en la medida en que disminuye su nivel de retribución energética.

El gato montés mantuvo una composición dietaria relativamente estable entre sitios con y sin ganadería pese a las marcadas diferencias en la abundancia de su alimento principal. Similares resultados fueron obtenidos para pumas y jaguares comparando entre áreas con y sin cacería en la Reserva de Biósfera Maya, Guatemala (Novack et al. 2005). La biomasa disponible de presas determina varios aspectos de la ecología de los carnívoros (p.e., abundancia poblacional, tamaño del área de acción, patrón de movimientos diarios) y distintas especies responden de distinta manera ante cambios en la disponibilidad de recursos (p.e., Ward y Krebs 1985; Poole 1994; Norbury et al. 1998; Grigione et al. 2002). En los capítulos siguientes se evalúa cómo la disminución en la disponibilidad de presas por el manejo ganadero afecta aspectos de la ecología espacial y demografía del gato montés, a

fin de obtener una noción integral del patrón de respuesta de este felino ante disturbios de esta naturaleza.

BIBLIOGRAFÍA

- ACKERMAN, B., F. LINDZEY Y T. HEMKER. 1984. Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48:147–155
- ALDAMA, J., J. BELTRÁN Y M. DELIBES. 1991. Energy expenditure and prey requirements of free-ranging Iberian lynx in southwest Spain. *Journal of Wildlife Management* 55:635–641
- ANDERSON, O. 1984. Optimal foraging by largemouth bass in structured environments. *Ecology* 65:851–861
- ARESKOUG, V. 2001. Utilisation of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBMs Skriftserie* 3:25–38
- BAGCHI, S., S. GOYAL Y K. SANKAR. 2003. Prey abundance and prey selection by tigers (*Panthera tigris*) in a semi-arid, dry deciduous forest in western India. *Journal of Zoology* 260:285–290
- BAKER, L., R. WARREN, D. DIEFENBACH Y W. JAMES. 2001. Prey selection by reintroduced bobcats (*Lynx rufus*) on Cumberland Island, Georgia. *American Midland Naturalist* 145:80–93
- BEASOM, S. Y R. MOORE. 1977. Bobcat food habit response to a change in prey abundance. *The Southwestern Naturalist* 21:451–457
- BEGON, M., J. HARPER Y C. TOWNSEND. 1988. *Ecología. Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Ed. Omega, Barcelona.
- BELLOCQ, M. 1988. Dieta de *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) y sus variaciones estacionales en ecosistemas agrarios de La Pampa, Argentina. *PHYSIS* 46:17–22
- BELTRÁN, J. Y M. DELIBES. 1991. Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un período seco. *Doñana Acta Vertebrata* 18:113–122
- BENCE, J. Y W. MURDOCK. 1986. Prey size selection by the mosquito fish: relation to optimal diet theory. *Ecology* 67:324–335
- BERG, J. 2007. The carnivore assemblage of La Payunia Reserve, Patagonia, Argentina: Dietary niche, prey availability, and selection. Tesis de Maestría. University of Montana, College of Forestry and Conservation.
- BISCEGLIA, S. 2006. Hábitos alimenticios estacionales y patrón de selección de micromamíferos por el gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) en el Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, 52 pp.
- BISCEGLIA, S., J. PEREIRA, P. TETA Y R. QUINTANA. 2008. Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:1120–1126
- BONAVENTURA, S., A. BALABUSIC, M. SABATINI, A. MIRANDA, F. MARCELINO, F. FERRERO Y D. CONRADO. 1998. Diversidad y biomasa de pequeños roedores en el desierto del Monte, Argentina. *Boletín de la Sociedad Biológica de Concepción (Chile)* 69:39–45
- BOUTIN, S. 1995. Testing predator - prey theory by studying fluctuating populations of small mammals. *Wildlife Research* 22:89–100

- BRANCH, L. 1995. Observations of predation by pumas and Geoffroy's cats on the plains vizcacha in semi-arid scrub of central Argentina. *Mammalia* 59:152–156
- BUSCH, M. 1986. Identificación de algunas especies de pequeños mamíferos de la provincia de Buenos Aires mediante características de sus pelos. *Physis, Secc. C*, 44:113–118
- CANEPUCCIA, A. 1999. Dieta y uso del hábitat por el gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) en la albufera de Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- CANEPUCCIA, A., M. MARTINEZ Y A. VASSALLO. 2007. Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance. *Mammalian Biology* 72:163–173
- CARO, T. Y C. FITZGIBBON. 1992. Large carnivores and their prey: the quick and the dead. Pp. 117-142 en: CRAWLEY, M. (Ed.). *Natural enemies*. Blackwell Science Publications, Oxford.
- CATLING, P. 1988. Similarities and contrasts in the diets of foxes (*Vulpes vulpes*) and cats (*Felis catus*) relative to fluctuating prey populations and drought. *Australian Wildlife Research* 15:307–317
- CHEHÉBAR, C. Y S. MARTIN. 1989. Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. *Doñana Acta Vertebrata* 16:247–291
- COLWELL, R. Y D. FUTUYMA. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52:567–576
- CORBETT, L. 1979. Feeding ecology and social organization of wild cats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. Tesis Doctoral, University of Aberdeen, Scotland.
- CORLEY, J., G. FERNANDEZ, A. CAPURRO, A. NOVARO, M. FUNES Y A. TRAVAINI. 1995. Selection of cricetine prey by the culpeo fox in Patagonia: A differential prey vulnerability hypothesis. *Mammalia* 59:315–325
- CRESPO, J. 1971. Ecología del zorro gris *Dusicyon gymnocercus antiquus* (Ameghino) en la provincia de La Pampa. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, *Ecología* 1:147–205
- CROWDER, L. Y W. COOPER. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63:1802–1813
- CUELLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: observations from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41:169–177
- CURTIN, C., D. KELT, T. FREY Y J. BROWN. 2000. On the role of small mammals in mediating climatically driven vegetation change. *Ecology Letters* 3:309–317
- DELIBES, M. Y F. HIRALDO. 1987. Food habits of the bobcat in two habitats of the Southern Chihuahuan desert. *The Southwestern Naturalist* 32:457–461
- EIZIRIK, E., C. INDRUSIAK, T. TRIGO, D. SANA, F. MAZIM Y T. FREITAS. 2006. Refined mapping and characterizations of the geographic contact zone between oncilla and Geoffroy's cat In Southern Brazil. *Cat News* 45:8–11
- ELLIOT, J., I. MCTAGGART COWAN Y C. HOLLING. 1977. Prey capture by the African lion. *Canadian Journal of Zoology* 55:1811–1828
- EMMONS, L. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271–283
- ENDLER, J. 1986. Defense against predators. Pp. 109–134 en: FEDER, M. Y G. LAUDER (Eds.). *Predator – prey relationships: perspectives and approaches from study of lower vertebrates*. Chicago University Press, Chicago.
- ENDLER, J. 1991. Interactions between predators and prey. Pp. 169–202 en: KREBS, J. Y N. DAVIES (Eds.). *Behavioural Ecology: an evolutionary approach*. Blackwell Science Publications, Oxford.

- ERLINGE, S., B. JONSSON Y H. WILLSTEDT. 1974. Hunting behavior and the choice of prey of captive weasels. *Fauna och Flora (Stockholm)* 69:95–101
- FARÍAS, A. 2000. Composición y variación estacional de la dieta del zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) en la Laguna Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, 44 pp.
- FARÍAS, A. Y M. KITTLEIN. 2008. Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced changes in prey base. *Ecological Research* 23:543–550
- FITZGERALD, B. Y B. KARL. 1979. Foods of feral house cats (*Felis catus* L.) in forest of the Orongorongo Valley, Wellington. *New Zealand Journal of Zoology* 6:107–126
- FORBES, L. 1989. Prey defences and predator handling behaviour: the dangerous prey hypothesis. *Oikos* 55:155–158
- FOREMAN, G. 1997. Breeding and maternal behaviour in Geoffroy's cats (*Oncifelis geoffroyi*). *International Zoological Yearbook* 35:104–115
- GARCÍA, V. Y M. KITTLEIN. 2005. Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. *Mammalian Biology* 70:218–226
- GARDNER, M. 1981. Mechanisms of size selectivity by planktivorous fish: a test of hypotheses. *Ecology* 62:571–578
- GRIFFITH, D. 1975. Prey availability and the food of predators. *Ecology* 56:1209–1214
- GRIGIONE, M., P. BEIER, R. HOPKINS, D. NEAL, W. PADLEY, C. SCHONEWALD Y M. JOHNSON. 2002. Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation* 5:317–324
- HANSEN, R. Y L. REID. 1975. Diet overlap of deer, elk and cattle in Southern Colorado. *Journal of Range Management* 28:43–47
- HAYWARD, B., E. HESKE Y C. PAINTER. 1997. Effects of livestock grazing on small mammals at a desert cienega. *Journal of Wildlife Management* 61:123–129
- HOLLING, C. 1959. The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the European pine sawfly. *Canadian Entomologist* 91:293–320
- HURLBERT, S. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59:67–77
- JAKSIC, F. Y R. MEDEL. 1987. El acuchillamiento de datos como método de obtención de intervalos de confianza y de prueba de hipótesis para índices ecológicos. *Medio Ambiente* 8:95–103
- JAKSIC, F. Y R. SORIGUER. 1981. Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in mediterranean habitats of Chile and Spain: A comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50:269–281
- JOHNSON, M. Y R. HANSEN. 1979. Estimating coyote food intake from undigested residues in scats. *American Midland Naturalist* 102:363–367
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 75:815–820
- JONES, E. 1977. Ecology of the feral cat (*Felis catus*) on Macquarie Island. *Australian Wildlife Research* 4:249–262
- KARANTH, K. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71:333–338
- KARANTH, K. Y M. SUNQUIST. 1995. Prey Selection by tiger, leopard and dhole in Tropical forests. *Journal of Animal Ecology* 64:439–450

- KASPARI, M. Y A. JOERN. 1993. Prey choice by three insectivorous grassland birds: reevaluating opportunism. *Oikos* 68:414–430
- KING, C. 1989. The advantages and disadvantages of small size to weasels, *Mustela* species. Pp. 302–334 en GITTLEMAN, J. (Ed.). *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- KITCHENER, A. 1991. *The natural history of the wild cats*. London, Christopher Helm Publishers.
- KNICK, S. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and a prey decline in southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 108:1–42
- KREBS, C. 1999. *Ecological Methodology*. Segunda Edición, Benjamin/Cummings, 620 pp.
- LIBERG, O. 1984. Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy* 65:424–432
- LOZANO, J., M. MOLEÓN Y E. VIRGÓS. 2006. Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography* 33:1076–1085
- LUCHERINI, M., C. MANFREDI, E. LUENGOS, F. DIAS-MAZIM, L. SOLER Y E. CASANAVE. 2006. Body mass variation in the Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*). *Revista Chilena de Historia Natural* 79:169–174
- MACCRACKEN, J. Y R. HANSEN. 1987. Coyote feeding strategies in Southeastern Idaho: Optimal foraging by an opportunistic predator? *Journal of Wildlife Management* 51:278–285
- MANFREDI, C., M. LUCHERINI, A. CANEPUCCIA Y E. CASANAVE. 2004. Geographical variation in the diet of Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in Pampas grassland of Argentina. *Journal of Mammalogy* 85:1111–1115
- MANLY, B., L. McDONALD Y D. THOMAS. 1993. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall, London, England.
- MARTÍNEZ, D., R. FIGUEROA, C. OCAMPO Y F. JAKSIC. 1998. Foods habits and hunting ranges of short-eared owls (*Asio flammeus*) in agricultural landscapes of southern Chile. *Journal of Raptor Research* 32:111–115
- MCNAB, B. 1989. Basal rate of metabolism, body size and food habits in the Order Carnivora. Pp. 335–354 en: GITTLEMAN, J. (Ed.). *Carnivore behaviour, ecology and evolution*. Chapman and Hall, London.
- MEFFE, G., C. CARROLL Y S. PIMM. 1997. Community- and ecosystem-level conservation: species interactions, disturbance regimes, and invading species. En: MEFFE, G. Y C. CARROLL (Eds.). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, MA.
- MILLS, M. 1992. A comparison of methods used to study food habits of large African carnivores. Pp. 1112–1124 en: D. MCCULLOUGH Y R. BARRET (ED.). *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Applied Science, London.
- MOLINARI-JOBIN, A., P. MOLINARI, A. LOISON, J. GAILLARD Y U. BREITENMOSER. 2004. Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. *Ecography* 27:323–329
- MUKHERJEE, S., S. GOYAL, A. JOHNSINGH Y M. LEITE PITMAN. 2004. The importance of rodents in the diet of jungle cat (*Felis chaus*), caracal (*Caracal caracal*) and golden jackal (*Canis aureus*) in Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Journal of Zoology (London)* 262:405–411
- NEU, C., C. BYERS Y J. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541–545
- NORBERG, R. 1977. An ecological theory on foraging time and energetics and choice of optimal food-searching method. *Journal of Animal Ecology* 46:511–529

- NORBURY, G., D. NORBURY Y R. HEYWARD. 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62:45–58
- NOVACK, A., M. MAIN, M. SUNQUIST Y R. LABISKY. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology (London)* 267:167–178
- NOVARO, A., M. FUNES Y S. WALKER. 2000. Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 92:25–33
- NUSSBAUM, S. 2008. Efectos del manejo ganadero sobre la ecología trófica del zorro gris (*Pseudalopex gymnocercus*) en el desierto del Monte, La Pampa. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, 48 pp.
- OLBRICHT, G. Y A. SLIWA. 1997. In situ and ex situ observations and management of black-footed cats. *International Zoo Yearbook* 35:81–89
- PARER, I. 1977. The population ecology of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a mediterranean-type climate in New South Wales. *Australian Wildlife Research* 4:171–205
- PASTOROK, R. 1981. Prey vulnerability and size selection by Chaoborus larvae. *Ecology* 62:1311–1324
- PEARSON, O. 1964. Carnivore mouse predation: an example of its intensity and bioenergetics. *Journal of Mammalogy* 45:177–188
- PEARSON, O. 1995. Annotated keys for identifying small mammals living in or near Nahuel Huapi National Park, Southern Argentina. *Mastozoología Neotropical* 2:99–148
- PEREIRA, J., M. DI BITETTI, N. FRACASSI, A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Estimación de la abundancia de los pequeños felinos silvestres del Parque Nacional Lihué Calel y alrededores, La Pampa. Información de base para la instauración de un programa de monitoreo poblacional de los felinos silvestres. Informe final de proyecto, Buenos Aires, Argentina, 19 pp.
- PEROVIC, P. Y J. PEREIRA. 2006. Felidae. Pp. 93-100 en: BARQUEZ, R., M. DÍAZ Y R. OJEDA (EDS.). Mamíferos de la Argentina. Sistemática y distribución. SAREM, Tucumán.
- PETERS, R. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, 329 pp.
- PIA, M., M. LÓPEZ Y A. NOVARO. 2003. Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in Central Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:313–321
- PIETREK, A., S. WALKER Y A. NOVARO. 2009. Susceptibility of lizards to predation under two levels of vegetative cover. *Journal of Arid Environments* 73:574–577
- POOLE, K. 1994. Characteristics of an unharvested lynx population during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management* 58:608–618
- PULLIAM, H. 1981. Learning to forage optimally. Pp. 379–388 en: KAMIL, A. Y T. SARGENT (Eds.). Foraging behavior: ecological, ethological, and psychological approaches. Garland STPM Press, New York.
- RECHER, H. 1990. Specialist or generalist: avian response to spatial and temporal changes in resources. *Studies in avian biology* 13:333–336
- REYNOLDS, J. Y N. AEBISCHER. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21:97–122
- SACKS, B. Y J. NEALE. 2007. Coyote abundance, sheep predation, and wild prey correlates illuminate Mediterranean trophic dynamics. *Journal of Wildlife Management* 71:2404–2411

- SAVINO, J. Y R. STEIN. 1989. Behavioural interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. *Animal Behaviour* 37:311–321
- SCHOENER, T. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2:369–404
- SIH, A. 1985. Evolution, predator avoidance and unsuccessful predation. *The American Naturalist* 125:153–157
- SOULÉ, M. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- SOUSA, K. Y A. BAGGER. 2008. Feeding habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in Southern Brazil. *Mammalian Biology* 73:303–308
- STEPHENS, D. 1990. Foraging theory: up, down, and sideways. *Studies in Avian Biology* 13:444–454
- STEPHENS, D. Y J. KREBS. 1986. Foraging theory. Princeton University Press, New Jersey, 247 pp.
- STIVEN, A. 1961. Food energy available for and required by the blue grouse chick. *Ecology* 42:547–553
- TARABORELLI, P., V. CORBALÁN Y S. GIANNONI. 2003. Locomotion and escape modes in rodents of the Monte desert (Argentina). *Ethology* 109:475–485
- TESTER, J. 1987. Changes in daily activity rhythms of some free-ranging animals in Minnesota. *Canadian Field Naturalist* 101:13–21
- TETA, P., J. PEREIRA, N. FRACASSI, S. BISCEGLIA Y S. HEINONEN FORTABAT. 2009. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16(1)
- THOMPSON, I. Y P. COLGAN. 1990. Prey choice by marten during a decline in prey abundance. *Oecologia* 83:443–451
- TIRANTI, S. 1992. Barn owl prey in Southern La Pampa, Argentina. *Journal of Raptor Research* 26:89–92
- TURNER D. Y P. BATESON. 1988. The domestic cat: the biology of its behaviour. Cambridge University Press, Cambridge.
- VÉZINA, A. 1985. Empirical relationships between predator and prey size in terrestrial vertebrates. *Oecologia* 67:555–565
- VUILLERMOZ, P. 2001. Dieta estacional y selección de presas del gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) y el zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) en la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú” (Bahía Samborombón). Tesis de grado, Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires.
- WARD, R. Y C. KREBS. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824
- WERNER, E. Y D. HALL. 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Ecology* 55:1042–1052
- WILSON, E. 1987. The little things that run the world: the importance of conservation of invertebrates. *Conservation Biology* 1:344–346
- WINDBERG, L. Y C. MITCHELL. 1990. Winter diets of coyotes in relation to prey abundance in Southern Texas. *Journal of Mammalogy* 71:439–477
- WYWIALOWSKY, A. 1987. Habitat structure and predators: choices and consequences for rodent habitat specialist and generalist. *Oecologia* 72:39–45
- XIMENEZ, A. 1975. *Felis geoffroyi*. *Mammalian Species* 54:1–4
- ZAMERO, M., C. HERCOLINI, E. ZANIN Y J. PEREIRA. 2004. Analisis de contenidos estomacales de *Oncifelis geoffroyi* (Carnivora, Felidae) en el sudeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. XIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, SAREM, Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- ZAR, J. 1996. Biostatistical Analysis. 3ra. Ed., Prentice-Hall, NJ.

CAPÍTULO CINCO

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ECOLOGÍA ESPACIAL DEL GATO MONTÉS

La demanda energética y la disponibilidad de alimento son dos factores que afectan fuertemente la ecología espacial de los organismos (McNab 1963; Mace y Harvey 1983; Schoener 1983; Herfindal et al. 2005). La mayoría de los carnívoros son especialistas tróficos, por lo que sus áreas de acción suelen ser relativamente grandes (Sandell 1989). Cuando los recursos están distribuidos en forma agregada o son relativamente escasos, las áreas de acción suelen ser más grandes que en caso de recursos abundantes o distribuidos de manera homogénea (Sandell 1989). Por ello, una modificación en la abundancia, en la distribución o en ambos atributos en forma simultánea de las presas puede traducirse en un cambio en el comportamiento territorial de los carnívoros. Este patrón respondería a la necesidad de los organismos por controlar los efectos de la heterogeneidad espacial y crear respuestas de historias de vida más estables a las perturbaciones externas (Wauters y Dhondt 1992; Ferguson et al. 1999).

La variación en la disponibilidad de alimento también puede tener una base estacional (los recursos suelen variar en concordancia con la variabilidad climática) o estar provocada por factores que operan a otras escalas temporales o geográficas, como eventos climáticos extremos (p.e., sequía, fríos intensos) o disturbios de origen antrópico (p.e., modificación del hábitat). Varios autores (p.e., Ward y Krebs 1985; Poole 1994; Norbury et al. 1998; Edwards et al. 2001; Grigione et al. 2002) demostraron la existencia de una relación inversa entre la disponibilidad de alimento y el tamaño del área de acción en distintas especies de carnívoros.

Para el caso de los carnívoros especializados, la disponibilidad de presas determina en gran medida el tamaño del área de acción de las hembras, mientras que este parámetro en los machos suele ser función de la disponibilidad de presas y de la disponibilidad de hembras en época reproductiva (Sandell 1989). Por ello, en general los machos poseen áreas de acción más grandes que las hembras y a menudo superponen las áreas de acción de varias de ellas. Por el contrario, las áreas de acción de los machos suelen superponerse en magnitud variable, ya que la exclusión territorial puede ser energéticamente desventajosa cuando los recursos no son limitantes (Carpenter y MacMillen 1976;

Sandell 1989). Por ello, es esperable que el solapamiento intrasexual en las áreas de acción sea variable en función de la disponibilidad de recursos.

Por otro lado, la distancia recorrida en búsqueda de alimento y el uso del espacio son componentes básicos del comportamiento de forrajeo y constituyen dos parámetros clave en la relación depredador-presa (Kunkel et al. 2004). La distancia de búsqueda afecta la tasa de encuentro del depredador con la presa y, finalmente, su tasa de captura (Taylor 1984; Mech 1992), y por ser una medida directa del gasto de energía (mayores distancias recorridas implican mayor gasto de energía) puede considerarse una buena medida de la eficiencia de forrajeo. Es esperable que tanto la distancia de búsqueda como la tasa de captura se vean afectadas por el patrón de paisaje y el comportamiento y distribución de las presas (Skogland 1991; Kunkel y Pletscher 2001). Por su parte, uso y selección de hábitat son procesos de optimización que consideran la disponibilidad de recursos, la densidad poblacional, el tamaño corporal, la presencia de competidores y depredadores y la conformación estructural del paisaje (Morrison et al. 1998). La distribución de los recursos puede influir en el patrón de uso del espacio, ya que cuando estos están agrupados en parches pueden ser necesarias áreas más grandes para incluir el número de parches suficientes para cubrir los requerimientos para sobrevivir y reproducirse (Macdonald 1983).

Los estudios realizados sobre la ecología espacial de gato montés son muy escasos y en general han sido realizados sobre pocos individuos. En una zona de ecotono entre estepa y bosque en el Parque Nacional Torres del Paine, sur de Chile, Johnson y Franklin (1991) estimaron áreas de acción de 392 – 1241 ha para los machos ($n = 5$ individuos) y de 233 – 651 ha para las hembras ($n = 4$). Mientras que las áreas de acción de los machos fueron exclusivas, las de las hembras se solaparon en magnitud variable, pero todos los individuos utilizaron mayormente hábitats con cobertura vegetal densa, fundamentalmente bosques y arbustales mixtos. Dos de los machos marcados se alejaron >25 km del área tras haber mantenido sus territorios por 3 y 5 meses, en tanto que los machos restantes desaparecieron sin que se conozca su destino. Por el contrario, las hembras se mostraron más estables en sus territorios y permanecieron allí por hasta 3 años. Por otro lado, Manfredi et al. (2006) estimaron en pastizales inundables en el este de Buenos Aires áreas de acción de 490 – 503 ha para los machos ($n = 2$) y de 42 – 110 ha para las hembras ($n = 2$). El solapamiento registrado entre áreas de acción promedió el 44%, y fue más extensivo entre machos que entre hembras. Además, calcularon movimientos diarios promedio de 710 – 922 m para los machos y de 452 – 594 m para hembras. Los ejemplares monitoreados seleccionaron bosques xerófilos y utilizaron mayormente pastizales altos.

Otros dos estudios, aunque basados en un solo individuo cada uno, obtuvieron información adicional relevante sobre la ecología espacial de la especie. Por un lado, en un sector de bosque

cordillerano del Parque Nacional Lanín, una hembra ocupó un área de acción de 1041 ha y mantuvo un área núcleo de 251 ha, al tiempo que seleccionó marcadamente el bosque de coihue o su perímetro (A. Novaro, com. pers.). Por otro lado, en un área rural altamente modificada en el este de Buenos Aires, un macho de la especie mantuvo un área de acción de 2696 ha y utilizó parches con vegetación densa, generalmente escasos en su área de acción y ubicados sobre sus bordes (Castillo et al. 2008). A raíz de ello, estos autores sugirieron que el área de acción de este macho se vio afectada por la disponibilidad de este tipo de hábitat.

Como se argumentó en los capítulos anteriores, el pastoreo por ganado simplifica la estructura del hábitat, disminuye la disponibilidad de refugios y altera la disponibilidad de presas. Estos efectos pueden ser variables espacial y temporalmente por las diferentes prácticas asociadas al manejo (utilización o no de fuego, rotación o no de potreros, etc.), la distinta carga ganadera utilizada, la distinta historia de uso de los establecimientos, o las características geomorfológicas de los campos involucrados. Estas diferencias determinan, a escala de paisaje, un mosaico de ambientes con mayor o menor grado de alteración que se refleja también en un mosaico de ambientes con distinta disponibilidad de presas, cobertura y refugios. La modificación de la estructura del hábitat y de la base de presas podría tener serias implicancias sobre la ecología espacial del gato montés, aunque hasta el momento no se han realizado estudios que cuantifiquen esta relación para el caso de disturbios de origen ganadero.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

En este capítulo se analiza comparativamente la organización espacial y el patrón de uso del espacio por el gato montés en un área protegida y un área sometida a manejo ganadero en el desierto del Monte. De esta forma, la comparación entre estas subpoblaciones puede brindar una idea de la capacidad de este felino para adaptarse a las modificaciones de origen ganadero sobre el hábitat. Para ello, los objetivos particulares para ambas áreas fueron: (1) determinar el tamaño del área de acción y del área núcleo utilizada por gatos monteses instrumentados con radiocollar; (2) valorar la magnitud promedio del solapamiento entre áreas de acción y entre áreas núcleo; (3) estimar la magnitud de los movimientos diarios; y (4) estudiar el patrón de uso y selección de hábitat a distintas escalas.

Teniendo en cuenta que la biomasa de presas disminuye significativamente en los campos con manejo ganadero (ver Capítulo 3), estos objetivos fueron abordados bajo distintas hipótesis de trabajo. Modelos teóricos desarrollados para varios taxones establecen que el tamaño del área de acción de los individuos varía inversamente con la abundancia de alimento disponible (Mace y Harvey 1983; McNab

1963; Schoener 1983). El cambio en la abundancia de presas entre campos ganaderos y el área protegida constituye un experimento de manipulación del alimento que permite poner a prueba esta hipótesis para el sistema considerado, ya que las características climáticas y de hábitat a gran escala permanecen constantes. Bajo este marco, se espera que los gatos monteses exhiban áreas de acción más grandes en los campos ganaderos. Asimismo, si la relación costo – beneficio de mantener un territorio se ve afectada por el cambio en la disponibilidad de presas, se espera que los gatos monteses exhiban un comportamiento territorial más fuerte respecto de individuos del mismo sexo, lo que debería traducirse en solapamientos territoriales intra-sexuales menos extensos en los campos ganaderos. Si la disponibilidad de alimento disminuye, también es esperable que el gato montés incremente el esfuerzo de forrajeo para cumplimentar sus requerimientos energéticos, por lo que es esperable que la tasa de movimientos promedio sea significativamente mayor en los campos ganaderos.

Por otro lado, Bonaventura et al. (1998) observaron en Lihué Calel una relación positiva entre la biomasa de pequeños roedores y la complejidad de la vegetación, sugiriendo que la vegetación juega un rol importante en la estructuración de las comunidades de roedores. En los campos ganaderos la cobertura vegetal se redujo significativamente y el hábitat de bosque fue el más afectado por la presencia de ganado, ya que allí también fue más fuerte la disminución de la cobertura de arbustos y de la cobertura y altura media de las latifoliadas (ver Capítulo 2). Estas modificaciones podrían afectar la forma en que el gato montés utiliza el hábitat disponible, ya que el bosque es el hábitat con mayor disponibilidad de pequeños roedores (ver Capítulo 3) y estos continúan siendo la presa principal del gato montés en los campos ganaderos (ver Capítulo 4). Por lo tanto, se postula que este carnívoro se mostrará menos selectivo en cuanto al uso de este hábitat en los campos ganaderos. Bajo esta hipótesis, se espera que los gatos monteses que habitan el parque nacional seleccionen positivamente el hábitat de bosque (u otros hábitats con alta estructuración y complejidad vegetal como el arbustal mixto), mientras que los que habitan campos con manejo ganadero se comporten en forma menos selectiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO. Las sesiones de captura de gatos monteses para la colocación de radiocollares se realizaron en el PN Lihué Calel (PN) y en los campos ganaderos (CG) Aguas Blancas y Los Ranqueles (ver Capítulo 2). Para el caso de PN, el trabajo estuvo centrado en el sector norte del área, cuya fisonomía vegetal y relieve son similares a los observados en CG. La separación mínima entre los animales monitoreados en PN y en CG fue >5 km, y esa distancia es grande en comparación con los

tamaños del área de acción observados en este trabajo (ver resultados). Por ese motivo, puede considerarse que ambos sitios representan muestras independientes para los parámetros estudiados.

CAPTURA Y MANIPULACIÓN DE GATOS MONTESES. Se realizaron siete sesiones de captura de gatos monteses para la colocación de collares radiotransmisores (29MAR-14ABR 2002, 10MAY-01JUN 2003, 01ABR-28ABR 2007, 15MAY-02JUN 2007, 07JUL-24JUL 2007 y 10MAY-29MAY 2008), utilizando trampas-jaula de captura viva (Tomahawk, Havahart, Victor o de fabricación casera) cebadas con palomas o codornices vivas. El esfuerzo total de captura empleado fue de 1.768 trampas/día, con 1.150 trampas/día en PN y 618 trampas/día en CG. A fin de atraer a los gatos monteses hacia las trampas se utilizaron atrayentes de olor de fabricación comercial (“CatNip”, “Bobcat urine”, esencia de pescado ahumado) o de fabricación casera (mezcla de hígado vacuno, sardinas y *Valeriana officinalis*). Las trampas fueron ubicadas sobre caminos vehiculares o peatonales de tierra y fueron revisadas dos o tres veces por día para verificar la existencia de capturas y alimentar a las aves utilizadas como cebo.

Los felinos capturados fueron inmediatamente intervenidos por personal veterinario especializado en fauna silvestre perteneciente al Programa de Veterinarios de Campo de Wildlife Conservation Society (WCS). Tras una estimación visual inicial del peso del animal capturado, este fue anestesiado mediante una inyección manual intramuscular de una combinación de ketamina y medetomidina. Una vez que el animal alcanzó el plano anestésico adecuado, se monitorearon sus reflejos y signos vitales (temperatura, frecuencias cardíaca y respiratoria, coloración de mucosas, saturación de oxígeno en sangre) y se le realizó un examen físico completo, registrándose cualquier tipo de evidencia de anormalidad, enfermedad o herida. Posteriormente fue sexado y asignado a una clase de edad (juvenil, adulto nuevo, adulto maduro o adulto viejo) a partir de su tamaño, peso corporal y características de su dentición. Su peso corporal fue calculado utilizando una balanza marca Pesola de 10 Kg y sus parámetros morfométricos estándares (largo total, largo de la cola, largo oreja izquierda, largo pata izquierda, largo canino superior izquierdo y circunferencia del cuello) fueron tomados con una cinta métrica o un calibre de 0,02 mm de precisión. En todos los casos en que fue posible se tomaron muestras de sangre para estudios serológicos, hormonales y genéticos y se colectaron muestras de heces para la identificación de endoparásitos. A las hembras se les realizó un frotis vaginal para la realización de colpocitología exfoliativa y estimación de la etapa del ciclo estral en la que se encontraban.

Los individuos que mostraron buen estado físico fueron equipados con un radiocollar VHF con antena externa y sensor de actividad o mortalidad (Advanced Telemetry Systems, 150 MHz, Modelos M1940 o M1950) para su posterior seguimiento por radiotelemedría. Para evitar que el collar afecte

significativamente el comportamiento del animal, el peso de este no superó nunca el 3% del peso corporal del animal. Cuando esta condición no fue alcanzada, el felino fue liberado sin radiocollar. Finalizada la manipulación, los efectos de la medetomidina se revirtieron mediante la aplicación de su antagonista específico (Atipamezole) en dosis de 0,5 mg/kg. Los animales fueron colocados en un canil de recuperación hasta la desaparición total de los efectos de la anestesia y fueron liberados luego en el mismo sitio de captura.

Todos los actos anestésicos resultaron satisfactorios para los procedimientos realizados y los animales se recuperaron en forma normal y sin complicaciones. Ningún animal resultó con heridas graves producto del sistema de captura utilizado, aunque en algunos casos se registraron cortes o laceraciones leves, principalmente en el rostro, los que se topicaron con ungüentos antibióticos locales.

SEGUIMIENTO POR RADIOTELEMETRÍA. Los gatos con radiocollar fueron monitoreados por telemetría desde tierra según el método de triangulación, obteniendo hasta 3 mediciones para cada localización (White y Garrott 1990), o el método del “Homing in” (Kenward 2001), utilizando un equipo de recepción portátil (Telonics TR-4) y antenas direccionales (Telonics y AF Antronics). A fin de disminuir el error de triangulación, se intentó siempre realizar las mediciones desde posiciones cercanas al animal pero lo suficientemente lejanas como para no disturbar su actividad normal (en el 77% de los casos esa distancia fue <300 m; rango 47 – 831 m). El error también fue minimizado utilizando sólo triangulaciones con mediciones cuyo azimut varió entre 60° – 120° (White y Garrott 1990). Las posiciones (latitud – longitud) de los ejemplares fueron determinadas triangulando las localizaciones con la asistencia del programa OziExplorer. A fin de reconocer la precisión en la toma de localizaciones, se calculó en instancias iniciales el error cometido durante la triangulación mediante la localización de collares depositados en puntos conocidos (White y Garrott 1990). El error promedio estimado (n = 30 mediciones) fue de 116 m, con un error inferior a 100 m en el 76,7% de las ocasiones.

ÁREAS DE ACCIÓN. El área de acción se estimó mediante dos métodos alternativos: el estimador Kernel (“Adaptive Kernel” – AK, Worton 1989) y el Mínimo Polígono Convexo (MPC, Mohr 1947), utilizando el programa CALHOME (Kie et al. 1996). Cada método utiliza un algoritmo distinto para calcular este parámetro y tiene distintas ventajas y desventajas (Kernohan et al. 2001), por lo que la utilización de ambos permite obtener una visión complementaria (Amlaner y Macdonald 1980). El Kernel es un método no paramétrico para estimar la “distribución de uso” (DU) y es actualmente muy utilizado para evaluar el uso del espacio por animales silvestres (Seaman et al. 1999). La DU usualmente refiere a la distribución de las frecuencias relativas de las localizaciones de un animal en el

espacio bidimensional, pero puede incluir como tercera dimensión la cantidad de tiempo que el animal permanece en una determinada área (Worton 1987; Seaman et al. 1999). El estimador AK no requiere supuestos sobre la forma de distribución de los datos y puede estimar con precisión densidades (en términos de área de acción implica la estimación de la cantidad de tiempo utilizado en un área específica) de cualquier forma (Seaman y Powell 1996). Kernohan et al. (2001) evaluó doce estimadores del área de acción en base a criterios como tamaño de muestra necesario, robustez ante datos autocorrelacionados, habilidad para identificar intensidad de uso y sensibilidad ante localizaciones extraterritoriales, y halló que el estimador Kernel fue el que mejor respondió ante estos criterios. Para el cálculo del AK se consideraron los criterios de utilización del 100% (estimación del área de acción total) y del 50% (área núcleo o de mayor utilización) de las localizaciones obtenidas (Harris et al. 1990). La utilización del 95% de las localizaciones para el cálculo del área de acción es otro criterio altamente aceptado y utilizado en la literatura científica de carnívoros, ya que excluye del área de acción los movimientos extraterritoriales o exploratorios (Harris et al. 1990). Durante el presente estudio, las condiciones de sequía imperantes en el área anticiparon la posibilidad de que los ejemplares manifiesten expansiones en el área de acción en respuesta a las condiciones ambientales. Dada la relevancia de este hecho, la exclusión de los puntos extremos no pareció justificada y se consideró más acertado el criterio de utilizar el 100% de las localizaciones.

Por su parte, el MPC es el método más ampliamente utilizado para estimar el tamaño del área de acción, y entre sus desventajas se destacan (White y Garrott 1990): (1) es dependiente de la cantidad de localizaciones que se utilizan en la estimación, ya que el tamaño del área de acción puede incrementarse indefinidamente a medida que se incrementa el número de localizaciones utilizadas para calcularla; (2) la existencia de puntos extremos (“outliers”) puede afectar fuertemente la estimación; (3) el tamaño del área de acción puede sobreestimarse cuando esta posee una forma cóncava o subestimarse si las localizaciones no son independientes. El cálculo del MPC se realizó considerando el 100% de las localizaciones obtenidas para cada ejemplar (área de acción total), a fin de obtener datos comparables con trabajos previos efectuados sobre la ecología espacial del gato montés (Johnson y Franklin 1991; Manfredi et al. 2006; Castillo et al. 2008) y de otros felinos.

Para calcular el área de acción se intentó la colecta de al menos 8 localizaciones mensuales por animal, obtenidas a distintos horarios del día. Localizaciones consecutivas tomadas durante intervalos demasiado cortos de tiempo pueden resultar en autocorrelación espacial, lo que implica que la última localización del animal fue influida por su ubicación previa (Dunn y Gipson 1977), llevando a subestimaciones del tamaño del área de acción (Swihart y Slade 1985). La autocorrelación puede también influir sobre la DU, ya que la detección de áreas aparentemente muy utilizadas puede ser en

realidad producto del escaso tiempo transcurrido entre localizaciones (De Solla et al. 1999). A fin de evitar la autocorrelación espacial e influir sobre la DU, las localizaciones deben ser tomadas al azar o estar separadas por períodos relativamente constantes de tiempo (White y Garrott 1990; De Solla et al. 1999; Otis y White 1999). Las localizaciones consecutivas en este estudio fueron tomadas con una separación mínima de 10 horas, período que fue considerado suficiente para que un gato montés atravesara la totalidad de su área de acción. Manfredi et al. (2006) consideraron para esta especie que períodos separados por al menos 3 horas son biológicamente independientes, por lo que el lapso de 10 horas utilizado puede considerarse apropiado.

Algunos autores (p.e., De Solla et al. 1999; Otis y White 1999; Seaman et al. 1999) argumentaron que un tamaño de muestra adecuado es más importante que la independencia entre localizaciones. Así, Seaman et al. (1999) recomendaron la utilización de >30 localizaciones (y preferiblemente >50) para el análisis del área de acción utilizando el estimador Kernel, ya que la estimación con tamaños de muestra grandes reduce el sesgo y la sobreestimación del tamaño del área de acción. Para el caso del MPC, Kernohan et al. (2001) recomendaron la utilización de >23 localizaciones para obtener estimaciones precisas. El número mínimo de localizaciones necesarias para obtener una estimación representativa o estable del área de acción fue obtenido graficando el tamaño acumulado del área de acción en función del número de estimaciones utilizadas para calcularlo. La aparición de un plateau en dicha gráfica indicó el número mínimo necesario para describir adecuadamente este parámetro (Harris et al. 1990). Se utilizaron para ello los datos de cuatro gatos monteses (2 machos y 2 hembras) seleccionados al azar de entre aquellos con >32 localizaciones. Para cada animal se calculó el MPC 100%, comenzando con 10 localizaciones obtenidas al azar y sumando de a dos nuevas localizaciones obtenidas al azar hasta utilizar el set completo de datos. Este procedimiento fue repetido tres veces para cada animal, por lo que se obtuvieron en total 12 estimaciones del MPC 100%. La inspección visual de las curvas (Figura 5.1) indicó que el área de acción comenzó a hacerse asintótica con aproximadamente 18 localizaciones, lo que en 9 de las 12 curvas implicó abarcar un área superior al 70% del área de acción total de cada individuo. Por ese motivo, sólo se incluyeron en el análisis los animales para los que se obtuvieron al menos 18 localizaciones.

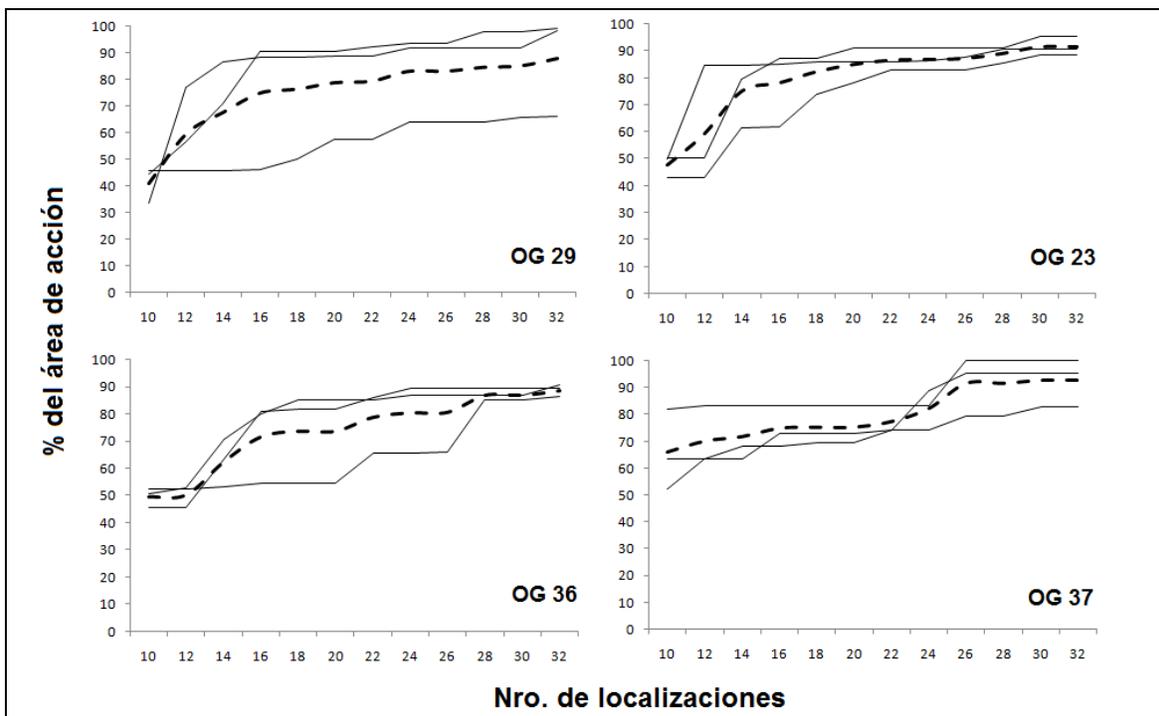


Figura 5.1. Número de localizaciones necesarias para obtener una estimación asintótica del tamaño del área de acción, en base a dos machos (OG 23 y OG 36) y dos hembras (OG 29 y OG 37) de gato montés. Las líneas punteadas muestran las trayectorias promedio para cada individuo.

Por otro lado, a fin de determinar si áreas anuales de acción más grandes estuvieron determinadas por un mayor número de localizaciones, se realizó una correlación entre el tamaño del área de acción (100% AK) y el número de localizaciones utilizadas para calcularla (Swihart y Slade 1985; Knick 1990). Esta prueba indicó que ambos factores no estuvieron correlacionados ($r = 0,403$; $P > 0,200$).

Los gatos monteses fueron clasificados como residentes si permanecieron dentro de un territorio definido por >1 mes. Aquellos individuos que no cumplieron con ese requisito fueron considerados como transeúntes. La existencia de individuos transeúntes no ha sido descrita hasta el momento para el gato montés, pero se observa en otras especies de felinos mejor estudiadas como el ocelote (*Leopardus pardalis*, Haines et al. 2005) o el lince rojo (*Lynx rufus*, Blankenship et al. 2006). La proporción entre individuos residentes y transeúntes fue comparada entre sexos y áreas a través de una prueba exacta de Fisher.

La estimación del tamaño del área de acción y del área núcleo fue realizada exclusivamente en base a los individuos residentes y teniendo en cuenta las estimaciones obtenidas con AK, y estos parámetros fueron comparados entre sitios utilizando la prueba de Mann-Whitney. Dado que el área de

estudio estuvo sujeta a una fuerte sequía en 2003 (ver Capítulo 2), los animales monitoreados durante ese año se trataron por separado.

SOLAPAMIENTO DE ÁREAS DE ACCIÓN. El grado de solapamiento entre áreas de acción (100% AK) y entre áreas núcleo (50% AK) fue calculado como el promedio de los porcentajes de solapamiento entre pares de ejemplares (Baker et al. 2001; Nielsen y Woolf 2001). Dependiendo del sexo de los individuos involucrados, cada par fue clasificado como M:M, M:H o H:H. Debido a que no todos los animales incluidos en este estudio fueron monitoreados al mismo tiempo, sólo se estimó el solapamiento entre áreas para aquellos que fueron monitoreados en simultáneo, considerando a la estación del año como la mínima unidad de tiempo para las comparaciones. Para el caso de comparaciones entre individuos con considerable diferencia en el tiempo de monitoreo, sólo se consideró para el cálculo del solapamiento al área utilizada durante la estación (o estaciones) del año compartida por ambos.

MOVIMIENTOS DIARIOS. La tasa de movimientos diarios promedio fue calculada realizando seguimientos periódicos de cada ejemplar por al menos 8 hs continuas, tanto de día como de noche, tomando lecturas de posición cada 30 minutos durante ese período. La distancia mínima recorrida por unidad de tiempo fue determinada como la distancia recorrida en línea recta entre localizaciones sucesivas. El monitoreo de los animales se realizó a una distancia prudente como para no disturbar su actividad normal pero lo suficientemente cercana como para disminuir el error de triangulación. Esta distancia fue en promedio de 286 m (rango = 149 – 421 m) y fue determinada en el campo en función de la intensidad de recepción de la señal. A partir de esta información se calculó nuevamente la precisión en la toma de las localizaciones según White y Garrott (1990). El error promedio estimado (n = 24 mediciones) fue de 55 m, con un error inferior a 60 m en el 68% de las ocasiones. Debido a la imposibilidad de distinguir entre movimientos de corto alcance y falsos movimientos derivados del error de triangulación, sólo se consideraron como movimientos a aquellos que implicaron un alejamiento en >60 m de la localización precedente. La diferencia entre sexos y entre áreas se estudió con pruebas de *t* de Student o pruebas de Mann-Whitney.

El estudio comparativo del patrón diario de movimientos entre PN y CG se realizó en base a los ejemplares equipados con collar en 2002, 2007 y 2008. Los individuos equipados en 2003 no fueron incluidos porque las condiciones climáticas y ambientales impidieron el monitoreo por un período suficiente de tiempo como para obtener información adecuada. Se asumió que todos los movimientos realizados por cada gato montés monitoreado fueron producto de actividades de forrajeo. Por ello, este

parámetro puede ser considerado como un indicador del tiempo y el esfuerzo utilizado por los ejemplares en busca de alimento (Brand et al. 1976; Ward y Krebs 1985; Poole 1994).

USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT. A fin de evaluar el uso de hábitat por el gato montes se desarrolló un sistema de información geográfica en base a la información obtenida a partir de 5 transectas de vegetación distribuidas al azar en cada área e imágenes satelitales Landsat 5 TM (bandas 3, 4 y 5) de Febrero de 2007. Una clasificación supervisada fue realizada utilizando el criterio de máxima verosimilitud (Lillesand y Kiefer 1994), utilizando el programa ERDAS IMAGINE 8.4. Las localizaciones de cada individuo fueron digitalizadas y convertidas a capas de datos espaciales utilizando ARCVIEW 3.2 / THEMATIC MAPPER. Cada localización fue asignada a una categoría de hábitat, considerando a cada tipo de formación vegetal como distintos hábitats (ver Capítulo 2 para sus descripciones). Los tipos de hábitat considerados fueron “arbustal de jarilla”, “arbustal mixto”, “pastizal”, “estepa erial”, “bosque xerófilo” y “otros” (p.e., salitral). La última combinación (“otros”) sólo fue necesaria en los campos ganaderos, ya que el total del área de estudio incluida en el área protegida pudo ser descripta utilizando sólo los primeros cinco hábitats.

El uso de hábitat fue determinado a dos escalas, siguiendo el marco de referencia propuesto por Johnson (1980). Por un lado, se evaluó la existencia de selección de hábitat dentro del área de estudio (o selección de segundo orden) y, por el otro, la selección de hábitat dentro del área de acción (o selección de tercer orden). En el primer caso, el área de estudio fue definida considerando el MPC obtenido con el total de las localizaciones (excepto aquellas de ejemplares en dispersión) de todos los gatos monteses en forma simultánea (White y Garrott 1990), de manera independiente para PN (superficie = 2.352 ha) y CG (5.154 ha). Para el segundo caso (selección de tercer orden) se definió como área disponible al MPC obtenido con la totalidad de las localizaciones de cada individuo en cada sitio. A fin de que las comparaciones estén basadas en ejemplares monitoreados en ambos sitios al mismo tiempo, se consideraron para este análisis sólo a los animales equipados con radiocollar en 2007 y 2008.

La existencia de selección de hábitat fue evaluada a través del método de Análisis Composicional (Aebischer et al. 1993). Este método no paramétrico se basa en la relación logarítmica de las proporciones de hábitat para crear un ranking de hábitats acorde a su utilización relativa, siguiendo la ecuación $\ln(x_{ij}/x_{ik}) - \ln(x_{hj}/x_{hk})$, donde x_{ij} y x_{ik} son las proporciones de uso de hábitat y x_{hj} y x_{hk} son las proporciones de hábitat disponible. A diferencia de lo que ocurre con métodos alternativos de estudio de selección de hábitat (como el de Bondad de Ajuste de χ^2), donde cada localización individual constituye la unidad de muestreo, el Análisis Composicional considera como

unidad de muestreo a cada ejemplar monitoreado. Este hecho, sumado a la posibilidad de considerar a todos los tipos de hábitat en forma simultánea, permite evitar problemas como la autocorrelación entre localizaciones y problemas estadísticos derivados de la falta de independencia en la representación de categorías dentro del área definida como área de estudio (Aebischer et al. 1993). La existencia de selección de hábitat fue evaluada utilizando análisis multivariado de la varianza de la matriz resultante de pares de hábitat por las proporciones logarítmicas de pares de hábitat contra el estadístico Λ de Wilk (Aebischer et al. 1993). Este estadístico tiene una distribución similar a χ^2 , con $k - 1$ (número de hábitats - 1) grados de libertad. Si los resultados indicaron selección significativa, se utilizaron Pruebas de t (con $\alpha = 0,05$) para determinar entre qué pares de hábitats existieron esas diferencias y para crear matrices de ranking de uso de las distintas categorías (Aebischer et al. 1993). Debido a que no se obtuvo la misma cantidad de localizaciones para todos los individuos, las proporciones logarítmicas fueron pesadas por la raíz cuadrada del número de localizaciones de cada uno (Phillips et al. 2003). Como el mínimo número de individuos necesario para la inferencia estadística con este método es seis (Aebischer et al. 1993), el análisis no se realizó considerando categorías de sexo o edad sino que se efectuó a nivel de subpoblación.

Cuando un tipo particular de hábitat estuvo disponible pero no fue utilizado, se le asignó un valor de 0,01% para evitar la división por cero. Este procedimiento no sólo no tiene efecto sobre el ranking de categorías sino que es imprescindible para llevar adelante los cálculos (Aebischer et al. 1993). Finalmente, cada media fue reemplazada por su signo (“+” o “-”) en las matrices de ranking, y el signo fue triplicado cuando las medias difirieron significativamente de cero. El ranking para cada tipo de hábitat, en concordancia con su uso, fue calculado como el número de signos positivos en cada fila de la matriz, y aquellos hábitats más utilizados (con mayor cantidad de signos “+”) alcanzaron los valores más altos en el ranking (4 para el área protegida y 5 para los campos ganaderos).

RESULTADOS

CAPTURA DE GATOS MONTESES. Se obtuvieron 53 capturas de gato montés (37 en PN y 16 en CG) correspondientes a 40 ejemplares distintos (3 juveniles y 37 adultos). A excepción de 2 machos adultos, 1 hembra adulta y 1 hembra juvenil en PN y 1 macho juvenil en CG, que fueron liberados sin collar por su bajo peso corporal o por restricciones de diseño, los 35 individuos restantes (23 en PN y 12 en CG) fueron equipados con radiocollar para su posterior seguimiento por radiotelemetría. Diez de esos ejemplares (4 M y 3 H en PN y 1 M y 2 H en CG, todos adultos) fueron recapturados en una ocasión a los pocos días de su captura original, en tanto que 1 H y 1 M adultos fueron recapturados en años

sucesivos (OG04 en 2002 y 2003 y OG23 en 2007 y 2008). El mayor éxito de captura se obtuvo en PN en 2008 y CG en 2003 (Tabla 5.1).

Período	Nro. de Capturas		Nro. de recapturas		Éxito de Captura	
	PN	CG	PN	CG	PN	CG
2002	5	-	1	-	2,2	-
2003	8	3	4	1	2,4	2,8
2007	9	8	3	2	1,8	1,9
2008	5	2	2	0	5,0	2,3
TOTAL	27	13	10	3	2,3	2,1

Tabla 5.1. Éxito de captura de gatos monteses (ejemplares capturados cada 100 trampas día) en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa, entre 2002 y 2008.

Las proporciones de sexos (M:H) de las muestras capturadas fueron de 1,25:1 (15 M y 12 H) en PN y de 0,86:1 (6 M y 7 H) en CG, y las diferencias entre áreas no fueron significativas (Prueba de Independencia de χ^2 ; $P = 0,577$). Considerando sólo los individuos equipados con radiocollar, las diferencias entre PN (13 M y 10 H) y CG (5 M y 7 H) tampoco fueron significativas ($P = 0,404$). Además, ninguna de las proporciones calculadas mostró diferencias significativas con la proporción 1:1 ($P \geq 0,764$). Los machos adultos fueron significativamente más pesados que las hembras adultas ($P < 0,001$) y presentaron en general mayores valores para los parámetros corporales analizados (Tabla 5.2).

ÁREAS DE ACCIÓN. Veintidós de los 35 gatos monteses equipados con collar a lo largo del estudio (15 en PN y 7 en CG) mantuvieron un territorio estable por al menos 1 mes y fueron considerados residentes, en tanto que 8 (6 en PN y 2 en CG) abandonaron el área tras 1 – 22 días de haber sido capturados y fueron considerados transeuntes (Tabla 5.3). Otros 5 ejemplares murieron dentro del mes de haber sido capturados (ver Capítulo 7), por lo que su condición de residente o transeunte no pudo ser determinada. La proporción de individuos transeuntes no difirió entre sexos para cada sitio (PN: $\chi^2 = 0,05$; $P = 0,631$; CG: $\chi^2 = 0,03$; $P = 1,000$) ni entre sitios (PN vs CG) para el total de individuos ($\chi^2 = 0,13$; $P = 1,000$).

Veintidós gatos monteses (15 en PN y 7 en CG) superaron el umbral mínimo de localizaciones para ser incluidos en el cálculo del área de acción, de los cuales 4 H (3 en PN y 1 en CG) fueron monitoreadas durante la sequía de 2003 (Tablas 5.4 y 5.5). Las estimaciones obtenidas con el 100% AK fueron en promedio 2,1 veces más grandes (rango = 1,5 – 2,9) que las obtenidas con el 100% MPC.

Parámetro	Machos (n = 20)		Hembras (n = 16)		Prueba de Mann-Whitney		
	Media ± DE	Rango	Media ± DE	Rango	U	P	Dif. ^A
Peso	3,91 ± 0,45	3,20 – 4,95	2,85 ± 0,31	2,40 – 3,45	4,5	<0,001	DS
Largo total	925,2 ± 37,6	840 – 980	841,6 ± 29,8	770 – 902	14,0	<0,001	DS
Largo cola	320,4 ± 23,3	280 – 382	303,8 ± 24,4	259 – 340	101	0,062	DNS
Largo pata posterior	114,6 ± 6,1	106 – 126	113,6 ± 19,9	98 – 180	65,5	0,002	DS
Largo oreja	43,1 ± 5,7	31,0 – 54,7	43,7 ± 2,5	39,0 – 48,0	73,5	0,006	DS
Largo canino superior	11,5 ± 1,9	8,4 – 17,2	10,6 ± 1,5	8,0 – 13,0	58,0	0,004	DS
Circunferencia cuello	192,8 ± 18,6	185 – 265	190,6 ± 16,3	165 – 220	68,0	0,019	DS

Tabla 5.2. Peso (en kg) y parámetros morfométricos estándares (en mm) de gatos monteses adultos capturados en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa, Argentina. A = Diferencias significativas (DS) y diferencias no significativas (DNS) con $\alpha=0,05$

El área de acción promedio (media ± DE) de los machos en PN (n = 10) fue de $263,6 \pm 270,9$ ha (100% MPC) y $582,8 \pm 653,2$ ha (100% AK), en tanto que el área de acción promedio de los machos en CG (n = 4) fue de $309,2 \pm 91,2$ ha (100% MPC) y $764,4 \pm 139,3$ ha (100% AK) (Tabla 5.4). Las diferencias en este parámetro entre áreas no fueron significativas ($U = 8,00$; $P = 0,089$). Para el caso de las hembras, el área de acción promedio en PN (n = 2) fue de 48,1 ha (100% MPC) y 117,9 ha (100% AK), en tanto que en CG (n = 2) fue de 326,8 ha (100% MPC) y 593,4 ha (100% AK) (Tabla 5.4). Debido al bajo tamaño de la muestra, las diferencias entre sitios no fueron evaluadas estadísticamente. Durante la sequía de 2003 (Tabla 5.5), la única hembra que brindó información suficiente en CG (OG 12) mantuvo un área de acción casi 2,5 veces mayor que el área de acción promedio de las 3 hembras monitoreadas en PN durante ese período (1045,0 vs 430,7 ha). Globalmente (aunque excluyendo 2003), el área de acción promedio de los machos ($634,7 \pm 554,2$; n = 14) fue mayor que el área de acción promedio de las hembras ($355,6 \pm 358,7$; n = 4), pero las diferencias no fueron significativas ($U = 17,00$; $P = 0,243$).

	PN		CG		Global	
	M	H	M	H	PN	CG
Total de individuos	13	10	5	7	23	12
Residentes	10	5	4	3	15	7
Transeuntes	3	3	1	1	6	2
No determinado	0	2	0	3	2	3

Tabla 5.3. Número de gatos monteses que se comportaron como residentes o como transeuntes en el PN Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa, durante 2002 – 2008.

El área núcleo de los machos en PN (n = 10) fue de $85,3 \pm 76,3$ ha, en tanto que el área núcleo de los machos en CG (n = 4) fue de $95,9 \pm 54,3$ ha; las diferencias entre áreas no fueron significativas ($U = 18,00$; $P = 0,777$). El área núcleo de las hembras en CG ($116,8 \pm 140,3$ ha) fue mayor que el área núcleo de las hembras en PN ($22,0 \pm 23,8$ ha), pero las diferencias tampoco fueron significativas ($U =$

1,00; $P = 0,439$). Globalmente, las diferencias entre el área núcleo de machos ($88,3 \pm 68,8$ ha) y hembras ($69,4 \pm 98,7$ ha) no fueron significativas ($U = 18,00$; $P = 0,288$; Tabla 5.4).

Individuo / Sexo	Edad	Periodo de monitoreo	Nro. de localiz.	Área de acción		
				100% MPC	100% AK	50% AK
PN LIHUÉ CALEL						
OG 01 M	Ad V	ABR02 – JUN02	24	371,1	1075,0	178,5
OG 02 M	Ad M	ABR02 – JUL02	18	60,8	122,3	23,3
OG 03 M	Ad N	ABR02 – AGO02	25	176,5	332,3	73,1
OG 04 H	Ad N	ABR02 – ENE03	70	27,3	47,9	5,1
OG 20 M	Ad M	ABR07 – JUL07	42	212,7	377,0	51,3
OG 21 M	Ad M	ABR07 – MAY07	20	218,8	486,3	25,4
OG 22 M	Ad V	ABR07 – JUN07	37	305,2	456,1	126,7
OG 23 M	Ad M	ABR07 – JUL08	76	978,6	2275,0	249,6
OG 24 M	Ad N	ABR07 – JUL07	29	79,9	155,2	32,1
OG 25 M	Ad N	ABR07 – MAY07	19	169,3	372,7	60,2
OG 42 H	Ad M	MAY08 – JUN08	19	68,9	187,9	38,8
OG 46 M	Ad M	MAY08 – OCT08	18	62,8	176,4	32,5
CAMPOS GANADEROS						
OG 29 H	Ad M	MAY07 – MAY08	63	158,4	319,3	17,6
OG 30 M	Ad V	MAY07 – JUL07	21	225,3	591,9	103,0
OG 36 M	Ad M	JUL07 – JUL08	54	436,4	931,8	122,2
OG 37 H	Ad M	JUL07 – AGO08	46	495,1	867,4	216,0
OG 39 M	Ad M	JUL07 – ABR08	38	267,6	751,8	140,7
OG 40 M	Ad N	MAY08 – SEP08	27	307,3	781,9	17,8

Tabla 5.4. Área de acción (en hectáreas) de gatos monteses equipados con radiocollar durante 2002, 2007 y 2008 en el PN Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa. El área de acción fue estimada como el 100% Mínimo Polígono Convexo (100% MPC) y el 100% Kernel (100% AK) y el área núcleo como el 50% AK. Sólo se presentan las áreas de acción de los ejemplares residentes (al menos 1 mes de permanencia en un área fija) para los que además se obtuvieron al menos 18 localizaciones.

Individuo / Sexo	Edad	Periodo de monitoreo	Nro. de localiz.	Área de acción		
				100% MPC	100% AK	50% AK
PN LIHUÉ CALEL						
OG 04 H	Ad M	MAY03 – JUN03	18	52,5	90,7	6,1
OG 07 H	Ad N	MAY03 – JUN03	26	130,1	351,2	12,5
OG 09 H	Ad M	MAY03 – JUN03	23	214,0	850,1	100,4
CAMPOS GANADEROS						
OG 12 H	Ad M	MAY03 – JUL03	28	622,9	1045,0	181,5

Tabla 5.5. Área de acción (en hectáreas) de gatos monteses equipados con radiocollar durante la sequía de 2003 en el PN Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa. El área de acción fue estimada como el 100% Mínimo Polígono Convexo (100% MPC) y el 100% Kernel (100% AK) y el área núcleo como el 50% AK. Sólo se presentan las áreas de acción de los ejemplares residentes (al menos 1 mes de permanencia en un área fija) para los que además se obtuvieron al menos 18 localizaciones.

SOLAPAMIENTO DE ÁREAS DE ACCIÓN. El solapamiento de áreas de acción fue observado entre 16 pares de ejemplares, e involucró a 6 machos en PN y a 3 machos y 2 hembras en CG (Tabla 5.6 y Figura 5.2). El solapamiento de áreas de acción entre machos en PN fue extenso y varió entre 4 y 69%. Pese a ello, el solapamiento de áreas núcleo se registró solamente en 2 casos (pares OG 20 – OG 22 y OG 24 – OG 25; Figura 5.2) y fue proporcionalmente inferior al solapamiento entre áreas de acción (Tabla 5.6). En

CG el solapamiento de áreas de acción fue considerablemente inferior entre machos (aunque $n = 1$) y no se observó solapamiento de áreas núcleo (Tabla 5.6 y Figura 5.2). Un macho marcado en PN considerado transeunte (OG 45) fue capturado dentro del territorio de un macho residente (OG 23).

	Solapamiento porcentual	
	Parque Nacional	Campo Ganadero
	% \pm DE (n)	% \pm DE (n)
Macho:Macho		
100% AK	39 \pm 23 (12)	3 (1)
50% AK	18 \pm 16 (2)	-
Macho:Hembra		
100% AK	-	32 \pm 21 (3)
50% AK	-	-

Tabla 5.6. Solapamiento porcentual promedio de áreas de acción y áreas núcleo anuales para pares de gatos monteses en el PN Lihué Calel y Campos ganaderos aledaños, La Pampa.

El solapamiento de áreas de acción entre machos y hembras alcanzó en CG intensidad variable (8 – 46%) y no se registró allí solapamiento del área núcleo entre sexos (Tabla 5.6). Este parámetro no pudo estimarse en PN por la ausencia de superposición en los territorios de distintos sexos, probablemente debido a la pequeña muestra de hembras monitoreadas. Durante la sequía de 2003 se registró en PN solapamiento en las áreas de acción de dos pares de hembras (OG 07 – OG 09 y OG 13 – OG 14) en magnitud promedio del 26% (11 – 41%).

MOVIMIENTOS DIARIOS. En otoño – invierno, los movimientos diarios promedio (Tabla 5.7) de los machos en CG (3445 ± 801 m) fueron mayores que los de los machos en PN (1517 ± 535 m), y las diferencias entre sitios fueron significativas ($t = 6,62$; $gl = 19$; $P < 0,001$). De igual forma, los movimientos diarios promedio de las hembras en CG (1339 ± 417 m) fueron significativamente mayores ($t = 2,65$; $gl = 7$; $P = 0,032$) que los de la hembra en PN (496 ± 236 m). En primavera – verano se dio el mismo patrón para los machos ($t = 2,62$; $gl = 7$; $P = 0,034$) y, si bien para las hembras se observó la misma tendencia, las diferencias (aunque marginalmente) no fueron significativas ($U = 0,00$; $P = 0,051$; Tabla 5.7). Ninguno de los individuos monitoreados tanto en otoño – invierno como en primavera – verano mostró diferencias significativas en sus movimientos diarios promedio entre ambos períodos ($U \geq 0,00$; $P \geq 0,083$), excepto OG 36 que mostró movimientos diarios más cortos en el segundo período ($U = 0,00$; $P = 0,034$; Tabla 5.7).

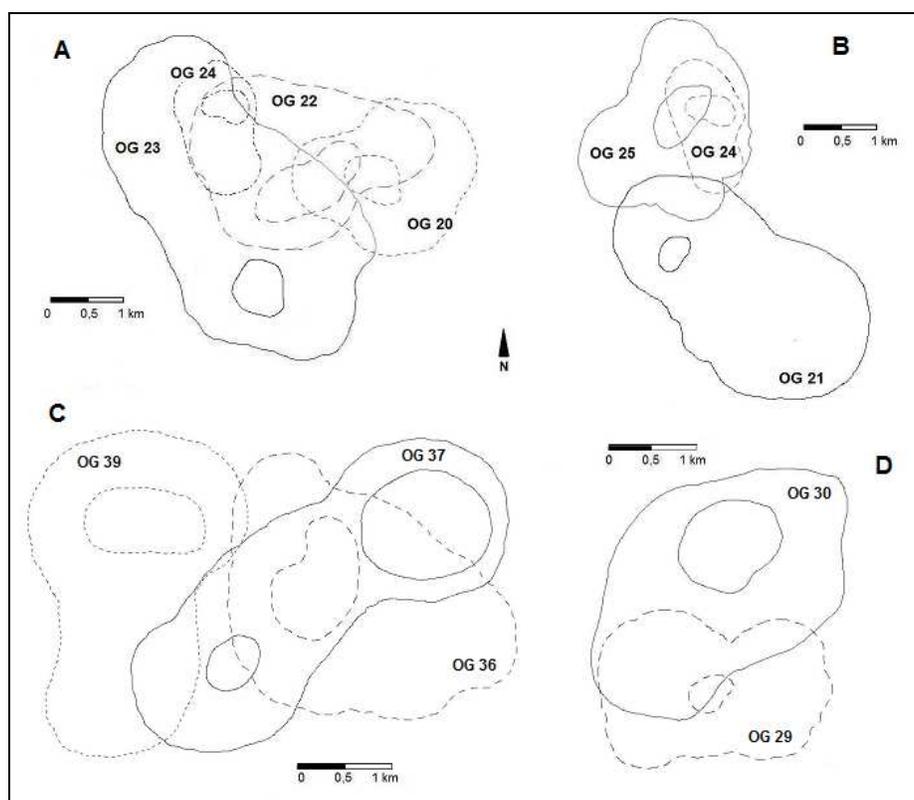


Figura 5.2. Disposición espacial y solapamiento de áreas de acción y áreas núcleo de gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel (A y B) y campos ganaderos aledaños (C y D), La Pampa. Los individuos OG 20, 21, 22, 23, 24, 25, 30, 36 y 39 son machos, en tanto que OG 29 y 37 son hembras.

Individuo / Sexo	Edad ^A	Movimientos diarios					
		Otoño – Invierno			Primavera – Verano		
		24h ^B	Media (DE)	Rango	24h ^B	Media (DE)	Rango
PN LIHUÉ CALEL							
OG 04 H	Ad N	2	496	329 – 663	2	419	286 – 551
OG 20 M	Ad M	4	1752 (438)	1149 – 2191			
OG 22 M	Ad V	2	1696	1492 – 1901			
OG 23 M	Ad M	3	1404 (875)	559 – 2308	4	916 (86)	821 – 1004
OG 24 M	Ad N	3	1198 (405)	929 – 1665			
CAMPOS GANADEROS							
OG 29 H	Ad M	4	1113 (280)	810 – 1471	3	1042 (245)	834 – 1312
OG 36 M	Ad M	4	3865 (719)	2998 – 4657	3	1359 (248)	1128 – 1621
OG 37 H	Ad M	3	1642 (405)	1389 – 2110	2	1693	1572 – 1813
OG 39 M	Ad M	3	3307 (449)	2990 – 3821	2	1089	986 – 1192
OG 40 M	Ad N	2	2898 (910)	1914 – 3709			

Tabla 5.7. Movimientos diarios promedio (en metros) durante otoño – invierno de gatos monteses equipados con radiocollar en 2002, 2007 y 2008 en el PN Lihué Calel y Campos ganaderos aledaños, La Pampa. (A) Ad N = Adulto nuevo; Ad M = Adulto maduro; Ad V = Adulto viejo (B) Cantidad de períodos de 24 horas en los que se monitoreó a cada individuo.

USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT. El tipo de hábitat con mayor representación en PN fue el arbustal de jarilla (53%), seguido por el arbustal mixto (28%) y la estepa erial (13%), en tanto que en CG el tipo de hábitat predominante fue la estepa erial (36%), seguida por el arbustal de jarilla (28%) y el pastizal

(23%) (Tabla 5.8). La mitad de los individuos monitoreados en PN utilizaron sólo dos o tres de los cinco hábitats disponibles, en tanto que la otra mitad utilizó cuatro o la totalidad de los hábitats presentes en esa área. Por el contrario, todos los ejemplares monitoreados en CG utilizaron cinco de los seis hábitats presentes en ese sitio, con la excepción de un individuo que utilizó sólo cuatro (Tabla 5.8).

En general, las diferencias en el uso de hábitat entre sitios reflejan las diferencias en la disponibilidad de los distintos tipos de hábitat (Figura 5.3). Las áreas de acción de los individuos monitoreados en PN estuvieron compuestas principalmente por arbustal de jarilla, y sólo un individuo incluyó una mayor proporción de arbustal mixto. Por el contrario, en CG la composición de las distintas áreas de acción fue más variable, y algunos individuos incluyeron una mayor proporción de estepa erial, otros de arbustal de jarilla y otros de pastizal (Tabla 5.8).

Sitio / Individuo	% área de acción						% localizaciones					
	AM	BO	EE	AJ	PA	OT	AM	BO	EE	AJ	PA	OT
Parque Nacional	28,0	2,8	12,9	53,4	2,9	-	33,1	5,4	9,5	50,7	1,4	-
OG 20 M	15,5	0	14,6	63,8	6,2	-	28,0	0	4,0	68,0	0	-
OG 21 M	0	0	15,6	84,4	0	-	0	0	11,1	88,9	0	-
OG 22 M	21,9	0,4	3,5	74,3	0	-	0	0	0	100	0	-
OG 23 M	24,5	1,7	16,5	53,4	3,8	-	31,4	9,8	15,7	41,2	2,0	-
OG 24 M	41,3	0	0	58,7	0	-	56,3	0	0	43,8	0	-
OG 25 M	26,8	0	1,2	72,0	0	-	37,5	0	0	62,5	0	-
OG 42 H	30,8	0	21,2	35,0	12,9	-	11,1	0	44,4	33,3	11,1	-
OG 46 M	77,1	22,9	0	0	0	-	57,1	42,9	0	0	0	-
Campos ganaderos	8,3	0,4	36,0	28,3	23,4	3,6	17,2	1,1	28,2	33,9	18,4	1,1
OG 29 H	3,9	0	34,6	13,2	43,4	4,9	2,3	0	25,6	16,3	51,2	4,7
OG 30 M	0,6	0	30,8	12,4	56,0	0,2	0	0	0	0	100	0
OG 36 M	9,7	1,1	24,1	60,8	4,3	0	8,7	4,3	23,9	54,3	8,7	0
OG 37 H	19,1	2,7	26,3	47,2	4,7	0	34,2	0	21,1	44,7	0	0
OG 39 M	1,7	0	66,2	16,9	15,2	0	0	0	72,7	18,2	9,1	0
OG 40 M	7,6	0	44,5	30,4	17,0	0,5	36,4	0	33,3	24,2	6,1	0

Tabla 5.8. Composición porcentual del hábitat para las dos áreas de estudio (Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños; MPC 100% con las localizaciones de todos los individuos de cada sitio en forma conjunta), dentro del área de acción de cada individuo (“% área de acción”; MPC 100%) y definida por la distribución de las localizaciones (“% localizaciones”) de gatos monteses en 2007 – 2008, La Pampa. Los ambientes considerados son arbustal mixto (AM), bosque (BO), estepa erial (EE), arbustal de jarilla (AJ), pastizal (PA) y otros (OT).

Los gatos monteses exhibieron distintos patrones de selección de hábitat según el sitio y la escala considerada. En PN, estos felinos no mostraron preferencia por algún tipo de hábitat particular para establecer sus territorios ($\chi^2 = 2,30$; $gl = 4$; $P = 0,238$), lo que implica una ausencia de selección a escala de sitio (o selección de segundo orden). Si bien el arbustal mixto y el arbustal de jarilla fueron los dos tipos de hábitat mejor posicionados en el ranking, su utilización no difirió significativamente del azar en relación a los otros tipos de hábitats (Tabla 5.9a). Por el contrario, a escala de área de acción (o selección de tercer orden), el uso de hábitat fue significativamente diferente de lo esperado

por azar considerando la composición del hábitat ($\chi^2 = 26,1$; $gl = 4$; $P < 0,01$), ya que los gatos monteses mostraron una preferencia significativa por el ambiente de bosque en detrimento de la estepa erial (Tabla 5.9b).

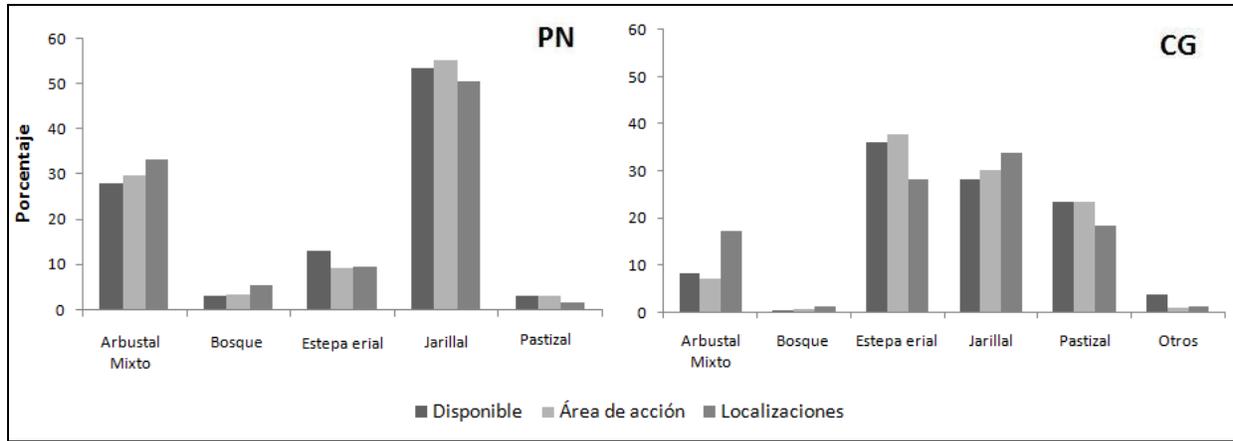


Figura 5.3. Uso de hábitat en relación a la disponibilidad de los distintos tipos de hábitat para ocho gatos monteses en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y seis en campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa, durante el período 2007-2008.

En CG, los gatos monteses no establecieron sus territorios al azar considerando la composición de hábitat disponible ($\chi^2 = 41,3$; $gl = 5$; $P < 0,01$). La estepa erial, el arbustal de jarilla y el pastizal, los tres hábitats con mejor ranking, fueron significativamente preferidos por sobre la categoría “otros”, pero su uso no fue significativamente diferente del del arbustal mixto y el bosque (Tabla 5.10a). A escala de área de acción, el bosque xerófilo y el pastizal fueron los dos tipos de hábitat mejor posicionados en el ranking, pero su utilización no difirió significativamente del azar ($\chi^2 = 1,72$; $gl = 5$; $P = 0,321$) en relación a los otros tipos de hábitats (Tabla 5.10b).

	Tipo de hábitat	AM	BO	EE	AJ	PA	Ranking
(a)	Arbustal mixto (AM)		+	+	+	+	4
	Bosque xerófilo (BO)	-		-	-	-	0
	Estepa erial (EE)	-	+		-	+	2
	Arbustal de jarilla (AJ)	-	+	+		+	3
	Pastizal (PD)	-	+	-	-		1
(b)	Arbustal mixto (AM)		-	+	-	-	1
	Bosque xerófilo (BO)	+		+++	+	+	4
	Estepa erial (EE)	-	---		-	-	0
	Arbustal de jarilla (AJ)	+	-	+		+	3
	Pastizal (PD)	+	-	+	-		2

Tabla 5.9. Matriz de ranking simplificada para los ocho gatos monteses monitoreados en el Parque Nacional Lihué Calel en base a (a) la comparación de la proporción de uso de hábitat dentro de cada área de acción (MPC 100%) con la proporción de la disponibilidad de esos tipos de hábitats en el área de estudio (selección de segundo orden), y (b) la comparación de la proporción de localizaciones de cada individuo en cada tipo de hábitat con la proporción de cada tipo de hábitat dentro del área de acción de cada individuo (selección de tercer orden). Cada valor de la media en la matriz fue reemplazado por su signo; un signo triple representa una desviación significativa del azar a $P < 0,05$.

	Tipo de hábitat	AM	BO	EE	AJ	PA	OT	Ranking
(a)	Arbustal mixto (AM)		+	-	-	-	+	2
	Bosque xerófilo (BO)	-		-	-	-	+	1
	Estepa erial (EE)	+	+		+	+	+++	5
	Arbustal de jarilla (AJ)	+	+	-		+	+++	4
	Pastizal (PD)	+	+	-	-		+++	3
	Otros (OT)	-	-	---	---	---		0
(b)	Arbustal mixto (AM)		-	+	-	-	-	1
	Bosque xerófilo (BO)	+		+	+	+	+	5
	Estepa erial (EE)	-	-		-	-	-	0
	Arbustal de jarilla (AJ)	+	-	+		-	-	2
	Pastizal (PD)	+	-	+	+		+	4
	Otros (OT)	+	-	+	+	-		3

Tabla 5.10. Matriz de ranking simplificada para los seis gatos monteses monitoreados en establecimientos ganaderos en base a (a) la comparación de la proporción de uso de hábitat dentro de cada área de acción (MPC 100%) con la proporción de la disponibilidad de esos tipos de hábitats en el área de estudio (selección de segundo orden), y (b) la comparación de la proporción de localizaciones de cada individuo en cada tipo de hábitat con la proporción de cada tipo de hábitat dentro del área de acción de cada individuo (selección de tercer orden). Cada valor de la media en la matriz fue reemplazado por su signo; un signo triple representa una desviación significativa del azar a $P < 0,05$.

DISCUSIÓN

Las modificaciones en el hábitat y en la base de presas en los campos ganaderos se tradujeron en distintas respuestas espaciales por parte del gato montés. Los cambios más evidentes se observaron en el patrón diario de movimientos y en el patrón de selección de hábitat, y la dirección de ambos cambios estuvo en concordancia con las predicciones planteadas. Las respuestas en el tamaño del área de acción y en el solapamiento entre áreas de acción también parecen sustentar las predicciones, pero aspectos relacionados con el bajo número de animales equipados con radiocollar y el reducido período durante el que pudieron ser monitoreados algunos de ellos podrían ensombrecer la magnitud real de esas respuestas. Estos problemas no son sencillos de abordar cuando se trabaja con felinos (carnívoros relativamente difíciles de capturar y monitorear) y más aún en situación de estrés ambiental como la sequía severa registrada durante el período de estudio (ver Capítulo 2). Probablemente a causa de la baja abundancia de presas verificada a nivel local (ver Capítulo 3), las dos subpoblaciones de gato montes estudiadas mostraron altas tasas de emigración y mortalidad (ver Capítulo 7). En consecuencia, si bien la muestra inicial consistió en 35 gatos monteses equipados con radiocollar, el 37% de los individuos ($n = 13$) desapareció del área antes de cumplir el mes de monitoreo, en tanto que sólo 5 brindaron información de largo plazo (>1 año) sobre áreas de acción y solapamiento territorial.

El tamaño mínimo del área de acción está dado por la mínima unidad de espacio que le provee a un individuo los recursos suficientes para sobrevivir y reproducirse (Maynard Smith 1974; Wilson 1975; Tufto et al. 1996). En los carnívoros, este parámetro suele estar inversamente correlacionado con

la disponibilidad de alimento, lo que sugiere que a medida que los recursos se incrementan, los individuos satisfacen sus requerimientos dentro de un área de menor tamaño (Litvaitis et al. 1986; Powell et al. 1997; Herfindal et al. 2005). Los machos de gato montés durante el presente estudio ocuparon áreas de acción más grandes en los campos ganaderos que en el parque nacional (en promedio un 20%), aunque finalmente las diferencias entre sitios no fueron significativas (quizás debido a la variabilidad de los datos). Por el contrario, las hembras exhibieron una tendencia más marcada (áreas de acción 80% mayores en los campos ganaderos), aunque el bajo número de individuos monitoreados de este sexo no permitió evaluar la significancia de esas diferencias. Esta tendencia también se observó durante la sequía de 2003, cuando la única hembra monitoreada en los campos ganaderos ocupó un área 2,5 veces mayor que la ocupada por las hembras en el parque nacional en ese mismo período. Si bien estas evidencias sólo pueden ser consideradas como tendencias, los resultados apoyan para el caso de las hembras la predicción que establece una relación inversa entre la disponibilidad de alimento y el tamaño del área de acción, hecho que revelaría un ajuste a la baja disponibilidad de alimento. Sin embargo, para el caso de los machos, la magnitud del cambio indicaría que la abundancia de presas no habría sido lo suficientemente baja como para justificar una respuesta más enérgica en cuanto a este parámetro.

Distintos autores (Brand et al. 1976; Avenant y Nel 1998; Logan y Sweanor 2001; Benson et al. 2006) no encontraron una correlación entre la abundancia de presas y el tamaño del área de acción en especies de felinos. Por su parte, White y Ralls (1993) y Powell et al. (1997) tampoco encontraron esta relación en zorros de San Joaquín (*Vulpes macrotis*) y osos americanos (*Ursus americanus*), respectivamente, y sugirieron que la disponibilidad de alimento podría haber sido lo suficientemente alta durante sus períodos de estudio como para que la época de menor abundancia se haya traducido en un período de déficit alimentario. Este hecho apoya la idea propuesta por Macdonald (1981) y Van Orsdol et al. (1985) sobre que las áreas de acción de los carnívoros están correlacionadas con la biomasa de presas en los períodos de escasez de alimento y no con la biomasa de presas en los períodos de abundancia, patrón que encuentra respaldo en otros estudios realizados con felinos (p.e., Mizutani y Jewell 1998; Palomares et al. 2001; Benson et al. 2006). Pese al notable declive en los recursos tróficos en los campos ganaderos, los machos de gato montés podrían ser lo suficientemente eficientes en la captura de presas como para evitar incrementar sus áreas de acción, ya que el desplazamiento a través de un territorio más extenso y generalmente desconocido implica también un mayor gasto de energía (Kelt y Van Vuren 2001). En apoyo a esta idea, Norbury et al. (1998) hallaron que tanto gatos domésticos asilvestrados como turones (*Mustela furo*) no incrementaron el tamaño de sus áreas de acción hasta que la abundancia de presas se redujo en más del 70%, en tanto que Pearson (1964)

observó que gatos domésticos asilvestrados se mantuvieron en la misma área y depredando sobre pequeños roedores pese a la dramática disminución en la abundancia de estas presas. Por otro lado, para los gatos monteses que habitan en el área protegida (donde los recursos tróficos son más abundantes), el mantenimiento de un área de acción más grande de lo necesario también implica un costo energético mayor, por lo que podría ser energéticamente desventajoso. Pero un punto a favor del argumento anterior radica en el hecho de que superficies con abundantes presas no necesariamente brindan la cantidad y/o calidad suficiente de otros recursos básicos, como ser cobertura para protección o sitios para el descanso (Lindzey et al. 1994). Así, el mantenimiento de áreas mayores de las necesarias en términos de alimento podría reflejar un compromiso entre la adquisición de recursos tróficos y otros aspectos como el riesgo de depredación (Courchamp et al. 2002; Switalski 2003; Ben David et al. 2004; Benson et al. 2006). En apoyo a esta idea, el puma es un importante agente de mortalidad de gatos monteses en el área protegida (ver Capítulo 7), y la abundancia de este superdepredador es largamente mayor en el área protegida que en los campos ganaderos (Pereira et al. 2008), donde es constantemente perseguido por los pobladores rurales (Gato y Pereira 2005). Así, en el parque nacional podría ser beneficioso incrementar la superficie de territorio con presencia de refugios apropiados para evadir la depredación, a pesar de que la abundancia de alimento es mayor, lo que en definitiva resultaría en áreas de acción de tamaño similar entre estos sitios.

El patrón de solapamiento de áreas de acción observado entre machos de gato montés en los campos ganaderos también podría implicar un ajuste para hacer frente a la disminución en la disponibilidad de sus principales presas. Este solapamiento fue extenso en el área protegida, en tanto que en los campos ganaderos fue considerablemente inferior. Asimismo, mientras que algunos individuos mostraron superposición de sus áreas núcleo en el parque nacional, esto no ocurrió en los campos ganaderos. La exclusividad en el uso de un área (y por ende su defensa) es más difícil de probar que la existencia de solapamiento, ya que para ello es necesario equipar con radiocollar a todos los animales dentro del área de estudio o se debe obtener información confiable sobre varios animales con áreas de acción contiguas (Sandell 1989). Un posible defecto de los datos obtenidos en los campos ganaderos radica en la escasa cantidad de machos monitoreados en comparación con los equipados en el área protegida. Sin embargo, tamaños de muestra pequeños son típicos de situaciones donde las poblaciones son poco densas (ver Capítulo 6). A pesar de que seguramente otros individuos no equipados con radiocollar estuvieron presentes en los campos ganaderos durante este estudio, el elevado esfuerzo de trampeo aplicado en sectores con alta probabilidad de captura y los avistajes realizados durante los monitoreos sugieren que una alta proporción de los individuos presentes en el área fueron capturados y marcados. Si bien sólo un par de individuos mostraron superposición (aunque

leve) de áreas de acción en los campos ganaderos, otros dos pares permanecieron en áreas de acción muy próximas pero que no llegaron a solaparse. Estos resultados sugieren que los machos incrementaron su nivel de exclusión territorial hacia otros individuos del mismo sexo en respuesta a la escasez de recursos (Carpenter y MacMillen 1976; Sandell 1989), en concordancia con la predicción planteada al respecto. Una respuesta similar fue descrita por White y Ralls (1993), quienes observaron que zorros de San Joaquín no expandieron sus áreas de acción pero disminuyeron su nivel de solapamiento territorial durante un período con escasez de presas.

Por otro lado, la respuesta más marcada en cuanto al tamaño del área de acción por parte de las hembras coincide con lo observado en otros carnívoros como el lince *Lynx lynx* (Poole 1994; Slough y Mowat 1996) o la marta (*Martes americana*; Thompson et al. 1987). Una posible explicación estaría dada por la existencia de diferencias entre sexos en cuanto a la eficiencia en la captura de presas, característica demostrada para otras especies de felinos pequeños como el gato doméstico (*Felis catus*; Liberg 1984). Si los machos de gato montés son levemente más eficientes que las hembras a la hora de obtener su alimento, la disminución en la disponibilidad de presas debería traducirse en un patrón de respuesta más marcado por parte las hembras, como de hecho se observa. Sin embargo, no existe información sobre la especie que permita apoyar esta especulación. Por otro lado, usualmente existe una relación alométrica entre el tamaño corporal y el tamaño del área de acción (Harestad y Bunnell 1979; Gittleman y Harvey 1982; Gompper y Gittleman 1991), por lo que el mayor peso y largo total de los machos de gato montés debería haberse traducido en áreas de acción más grandes en este sexo. Thompson y Colgan (1987) observaron que esta relación no se cumplió para el caso de martas sometidas a una fuerte disminución en la base de presas. De la misma forma, no se hallaron diferencias significativas en el tamaño del área de acción entre gatos monteses de ambos sexos, lo que contradice los modelos de organización espacial de felinos silvestres territoriales (Sandell 1989) y el patrón de organización poblacional observado en estudios previos con esta especie (Johnson y Franklin 1991; Manfredi et al. 2006). Esta evidencia indicaría que el efecto del manejo ganadero es más pronunciado sobre las hembras de esta especie de felino, lo que además se deduce al considerar que de las cinco hembras monitoreadas en los campos ganaderos dos murieron antes del mes de ser equipadas con radiocollar y una se comportó como transeunte, en tanto que los cuatro machos equipados se comportaron como residentes. Sin embargo, no debería descartarse que el bajo número de individuos monitoreados pueda haber influido (o incluso generado) el patrón observado.

A lo largo de su área de distribución, el gato montés utiliza principalmente áreas con cobertura vegetal densa (Johnson y Franklin 1991; Yanosky y Mercolli 1994; Manfredi et al. 2006; Castillo et al. 2008), lo que respondería a que estos hábitats proveen en general mayores abundancias de presas y

posibilidades de protección. En Lihué Calel, los hábitats estructuralmente más complejos (bosque xerófilo y arbustal mixto) albergan la mayor abundancia de pequeños roedores (ver Capítulo 3; Bonaventura et al. 1998; Teta et al. 2009). En concordancia, el gato montés seleccionó positivamente en el parque nacional el bosque xerófilo a nivel de área de acción, mientras que el arbustal mixto fue el hábitat con mayor influencia para este felino a nivel de sitio. En los campos ganaderos, por el contrario, el bosque y el arbustal mixto son los hábitats preferidos por el ganado vacuno como sitios de descanso y reparo del sol (J. Pereira, obs. pers.), por lo que están sometidos al forrajeo y pisoteo constante por parte de estos herbívoros. Como resultado, ambos tipos de hábitat pierden en los campos ganaderos gran parte de la estructuración horizontal y vertical a nivel de los estratos inferiores y experimentan un notable empobrecimiento de la abundancia de pequeños roedores (ver Capítulos 2 y 3). Estos hechos se vieron reflejados en un cambio en el patrón de selección de hábitat por el gato montés a las dos escalas analizadas, de acuerdo con la hipótesis planteada para este sistema. A escala de sitio, la estepa erial, el arbustal de jarilla y el pastizal fueron los hábitats con mayor preferencia para el establecimiento de las áreas de acción; a escala de área de acción, el bosque constituyó el hábitat con mayor ranking, pero no fue seleccionado significativamente por sobre otros tipos de hábitat.

Este cambio en el patrón de uso del hábitat en los campos ganaderos se vería favorecido por al menos tres circunstancias particulares. Primero, en los hábitats estructuralmente más complejos se reduce fuertemente la disponibilidad de roedores cricétidos, y las especies de este grupo más abundantes en los campos ganaderos son o generalistas de hábitat (como *Graomys griseoflavus*, presente también en la estepa erial, el arbustal de jarilla y el pastizal) o especialistas de sitios abiertos como *Eligmodontia typus* (ver Capítulo 3). Al mismo tiempo, los tuco tucos muestran una marcada preferencia por pastizales y arbustales abiertos, incluso pastoreados por ganado (Rosi et al. 2005). Esto haría que los hábitats estructuralmente menos complejos sean más favorables para el gato montés desde el punto de vista de la abundancia de presas, en contraposición a la que ocurre en el área protegida. Segundo, la pérdida de cobertura vegetal y el aumento de la superficie de suelo desnudo que se observa en los pastizales y arbustales podría dejar más expuestos a los roedores que habitan esos ambientes (y fundamentalmente a los dependientes de cobertura como *Calomys musculinus* y *Akodon* sp.), facilitando su captura. Así, la proporción de individuos vulnerables a la depredación en la comunidad de roedores podría incrementarse respecto del área protegida a pesar de la menor abundancia. De acuerdo con esta idea, leones (*Panthera leo*; Hopcraft et al. 2005), leopardos (*Panthera pardus*; Balme et al. 2007), lince canadienses (*Lynx canadensis*; Fuller et al. 2007) y gatos leopardo (*Prionailurus bengalensis*; Rajaratnam et al. 2007) prefieren cazar en aquellos hábitats en los que las presas son más fáciles de capturar en detrimento de aquellos hábitats en los que las presas son más abundantes.

Tercero, la utilización de zonas abiertas puede ser más propicia en los campos ganaderos porque allí la densidad de depredadores (puma) y de otros felinos competidores (gato del pajonal y yaguarundí) disminuye abruptamente respecto del parque nacional (Pereira et al. 2008). Esta combinación permitiría a los gatos monteses adquirir los recursos necesarios a través de un cambio en el uso del hábitat, explotando sitios más abiertos cuya configuración estructural y nivel de riesgo potencial se ven alterados por el efecto del manejo ganadero.

Pese a ello, los hábitats boscosos parecen ser especialmente importantes para el gato montés, al menos por dos motivos: (1) las hembras utilizan cavidades en árboles de gran porte para parir y criar a sus cachorros (J. Pereira, obs. pers.) y (2) este felino conforma letrinas en plataformas elevadas sobre árboles, ramas quebradas u oquedades en los troncos (Vuillermoz 2001; Bisceglia et al. 2008) que funcionarían como importantes centros de marcación territorial (Manfredi et al. 2006). Esto explicaría la importancia relativa otorgada al bosque en los campos ganaderos, ya que, a pesar de que en ese hábitat la disponibilidad de presas disminuye considerablemente, otros aspectos comportamentales importantes requieren de su utilización.

El cambio en el patrón de uso y selección de hábitats por depredadores en respuesta a la disminución en la base de presas es un hecho empíricamente documentado (p.e., Zabel et al. 1995; O'Donoghue et al. 1998; Kamler y Gipson 2000; Koehler y Pierce 2003; Kunkel et al. 2004; Zhou et al. 2008). Este cambio en ocasiones es acompañado por un cambio en la táctica de forrajeo, que puede implicar cambios en la estrategia de captura (p.e., búsqueda activa o acecho) o cambios en el patrón de movimientos (p.e., Brand et al. 1976; Knowles 1985; Ward y Krebs 1985; Branch et al. 1996; Lode 2000). En general, los carnívoros pequeños utilizan presas de tamaño pequeño, las que suelen ser consumidas en un solo evento de alimentación y brindan la energía suficiente para satisfacer los requerimientos inmediatos del depredador (Emmons 1987). Por este motivo, una vez consumida una presa, los depredadores pequeños deben continuar la búsqueda de nuevas presas. La búsqueda activa es una de las estrategias de caza más utilizada por los felinos (Emmons 1987; Jedrzejewski et al. 2002), ya que la tasa de encuentro con presas relativamente abundantes como los pequeños roedores puede incrementarse en la medida en que el depredador incrementa su tasa de movimiento. Debido a que el esfuerzo de forrajeo guarda estrecha relación con la disponibilidad de presas (Norbury et al. 1998; Jedrzejewski et al. 2002), mayores esfuerzos son necesarios a medida que la disponibilidad de presas disminuye. Por ejemplo, Liberg (1984) observó que en época de alta abundancia de pequeños roedores, los gatos domésticos tardaron en promedio 40 minutos para capturar un individuo, mientras que en época de baja abundancia ese tiempo se extendió a 70 minutos.

El gato montés utiliza típicamente la búsqueda activa como método de obtención de pequeños roedores, hecho que fue comprobado a lo largo del presente estudio con 47 observaciones de ejemplares en neta actividad de forrajeo (J. Pereira, obs. pers.). En estos casos, los individuos fueron avistados trasladándose caminando o al trote por senderos o cortafuegos e inspeccionando manchones de vegetación densa presentes sobre o a los costados de la línea de marcha. Una respuesta evidente al disturbio ganadero por parte de este felino se manifestó en su tasa de movimientos, ya que tanto los machos como las hembras aumentaron su nivel de movimientos diarios en los campos ganaderos a lo largo del año. Este patrón es consistente con una menor abundancia de recursos tróficos y podría interpretarse como un intento por incrementar la tasa de encuentro con las presas. Sin embargo, el uso de otra estrategia que requiera menos gasto de energía podría ser una alternativa más viable ante la disminución de los recursos. Por ejemplo, Branch (1995) observó que los gatos monteses en Lihué Calel utilizan el acecho para capturar vizcachas (*Lagostomus maximus*), acercándose a ellas en forma sigilosa (ocultos tras elementos estructurales del hábitat) y atacando por sorpresa cuando se encuentran a corta distancia. Esta estrategia es fundamentalmente utilizada por otras especies de carnívoros en sitios donde hay alta densidad de presas o altas probabilidades de encuentro con la presa (Nellis y Keith 1968; Bailey 1993). De acuerdo con estas observaciones, las vizcachas podrían haber constituido antes de su declive poblacional en Lihué Calel un recurso espacialmente predecible para este felino, ya que se trata de herbívoros sociales (grupos compuestos por 10–30 individuos) que habitan sistemas de cuevas fijos en el espacio (Branch 1993). La captura de presas de tamaño relativamente grande como las vizcachas (o incluso las liebres) podría disminuir la distancia recorrida en búsqueda de alimento y reducir la cantidad de viajes de alimentación, ya que la biomasa aprovechable que puede obtenerse a partir de un solo individuo de este tipo de presas podría satisfacer los requerimientos alimenticios diarios de este felino (ver Capítulo 4). Sin embargo, y como se comentó también en el Capítulo 4, una vizcacha o una liebre adulta escaparían al espectro de presas potenciales de este felino debido a su tamaño corporal. De esta manera, un cambio en la estrategia de caza desde la búsqueda activa hacia el acecho no sería energéticamente ventajoso para el gato montés en estas circunstancias, habida cuenta que además las vizcachas están extintas y las liebres de tamaño pequeño no son abundantes en el área.

En base a los resultados obtenidos se puede hipotetizar un mecanismo espacial mediante el cual el gato montés hace frente a los disturbios de origen ganadero. En primer lugar, las poblaciones de carnívoros que enfrentan declives fuertes en la densidad de sus presas suelen experimentar un incremento en las tasas de emigración y mortalidad (p.e., Bailey 1981; Ward y Krebs 1985; Poole 1994; Slough y Mowat 1996; Norbury et al. 1998). Los animales que quedan son aquellos que pueden establecer territorios en zonas donde la abundancia de presas y otros recursos vitales son suficientes.

Este primer proceso disminuiría la competencia intraespecífica y relajaría la tasa de depredación a la que se ve sometida la comunidad local de presas, evitando (o, al menos, demorando) el agotamiento de los recursos tróficos para la población de carnívoros remanente. En segundo término, los ejemplares que logran permanecer en el área acomodan sus áreas de acción para abarcar los hábitats más adecuados en términos de abundancia de presas y otros aspectos como disponibilidad de refugios. Esto se manifiesta en un cambio en el uso del hábitat respecto de los animales presentes en el área protegida, e implicaría que la relación costo/beneficio de cada tipo de hábitat se ve alterada por el manejo ganadero. Finalmente, y dado que las áreas ocupadas por los ejemplares remanentes poseen aún una baja productividad, es necesario incrementar la tasa de movimientos para acceder a la cantidad de presas suficientes para satisfacer los requerimientos nutricionales.

Como se demostró, la abundancia de presas y la disponibilidad de elementos críticos de hábitat (como sitios de cría o refugios) poseen una fuerte influencia sobre la ecología espacial del gato montés. Otros aspectos de la historia de vida de los carnívoros (p.e., densidad, supervivencia, fertilidad) se ven también fuertemente influidos por los mismos factores, por lo que usualmente respuestas ecológicas y demográficas se observan en forma simultánea (p.e., Mills y Knowlton 1991; Poole 1994; Slough y Mowat 1996; Norbury et al. 1998; Edwards et al. 2001). En los dos capítulos siguientes se evalúan los efectos del manejo ganadero sobre aspectos demográficos del gato montés en la región.

BIBLIOGRAFÍA

- AEBISCHER, N., P. ROBERTSON Y R. KENWARD. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313–1325
- AMLANER, C. Y D. MACDONALD. 1980. A handbook on biotelemetry and radio-tracking. Pergamon Press., Oxford
- AVENANT, N. Y J. NEL. 1998. Home range use, activity and density of caracal in relation to prey density. *African Journal of Ecology* 36:347–359
- BAILEY, T. 1981. Factors of bobcat social organization and some management implications. Pp. 984–1000 en Chapman, J. y D. Porsley (Eds.). *Proceedings of the Worldwide Furbearers Conference*. Vol. II. Frostburg, Maryland.
- BAILEY, T. 1993. *The African leopard: a study of the ecology and behavior of a solitary felid*. Columbia Univ. Press, New York.
- BAKER, L., R. WARREN, D. DIEFENBACH, W. JAMES Y M. CONROY. 2001. Prey selection by reintroduced bobcats (*Lynx rufus*) on Cumberland Island, Georgia. *American Midland Naturalist* 145:80–93
- BALME, G., L. HUNTER Y R. SLOTOW. 2007. Feeding habitat selection by hunting leopards *Panthera pardus* in a woodland savanna: prey catchability versus abundance. *Animal Behaviour* 74:589–598
- BEN DAVID, M., K. TITUS Y L. BEIER. 2004. Consumption of salmon by Alaskan brown bears: a trade-off between nutritional requirements and the risk of infanticide? *Oecologia* 138:465–474

- BENSON, J., M. CHAMBERLAIN Y B. LEOPOLD. 2006. Regulation of space use in a solitary felid: population density or prey availability. *Animal Behaviour* 71:685–693
- BISCEGLIA, S., J. PEREIRA, P. TETA Y R. QUINTANA. 2008. Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:1120–1126
- BLANKENSHIP, T., A. HAINES, M. TEWES Y N. SILVY. 2006. Comparing survival and cause-specific mortality between resident and transient bobcats *Lynx rufus*. *Wildlife Biology* 12:297–303
- BONAVENTURA, S., A. BALABUSIC, M. SABATINI, A. MIRANDA, F. MARCELINO, F. FERRERO Y D. CONRADO. 1998. Diversidad y biomasa de pequeños roedores en el desierto del Monte, Argentina. *Boletín de la Sociedad Biológica de Concepción (Chile)* 69:39–45
- BRANCH, L. 1993. Intergroup and intragroup spacing in the plains vizcacha, *Lagostomus maximus*. *Journal of Mammalogy* 74:890–900
- BRANCH, L. 1995. Observations on predations by pumas and Geoffroy's cat on the plains vizcacha in semi-arid scrub of central Argentina. *Mammalia* 59:152–156
- BRANCH, L., M. PESSINO Y D. VILLARREAL. 1996. Response of pumas to a population decline of the plains vizcacha. *Journal of Mammalogy* 77:1132–1140
- BRAND, C., L. KEITH Y C. FISHER. 1976. Lynx responses to changing snowshoe hare densities in central Alberta. *Journal of Wildlife Management* 40:416–428
- CARPENTER, F. Y R. MACMILLEN. 1976. Threshold model of feeding territoriality and test with a Hawaiian Honeycreeper. *Science* 194:639–642
- CASTILLO, D., E. LUENGOS VIDAL, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2008. First report on the Geoffroy's cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat News* 49:27–28
- COURCHAMP, F., G. RASMUSSEN Y D. MACDONALD. 2002. Small pack size imposes a trade-off between hunting and pup-guarding in the painted hunting dog *Lycoan pictus*. *Behavioral Ecology* 13:20–27
- DE SOLLA, S., R. BONDURIANSKY Y R. BROOKS. 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68: 221-234
- DUNN, J. Y P. GIPSON. 1977. Analysis of radio telemetry data in studies of home range. *Biometrics* 33:85–101
- EDWARDS, G., N. DE PREU, B. SHAKESHAFT, I. CREARLY Y R. PALTRIDGE. 2001. Home range and movements of male feral cats (*Felis catus*) in a semiarid woodland environment in Central Australia. *Austral Ecology* 26:93–101
- EMMONS, L. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271–283
- FERGUSON, S., M. TAYLOR, E. BORN, A. ROSING-ASVID Y F. MESSIER. 1999. Determinants of home range size for polar bears (*Ursus maritimus*). *Ecology Letters* 2:311–318
- FULLER, A., D. HARRISON Y J. VASHON. 2007. Winter habitat selection by Canada lynx in Maine: prey abundance or accessibility?. *Journal of Wildlife Management* 71:1980–1986
- GATO, M. Y J. PEREIRA. 2005. Interacción carnívoros – pobladores rurales en los alrededores del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. Implicancias de conservación y manejo. XX Jornadas Argentinas de Mastozoología (SAREM), Ciudad de Buenos Aires.
- GITTLEMAN, J. Y P. HARVEY. 1982. Carnivore home range size, metabolic needs, and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10:57–63

- GOMPPER, M. Y J. GITTLEMAN. 1991. Home range scaling: intraspecific and comparative patterns. *Oecologia* 87:343–348
- GRIGIONE, M., P. BEIER, R. HOPKINS, D. NEAL, W. PADLEY, C. SCHONEWALD Y M. JOHNSON. 2002. Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation* 5:317–324
- HAINES, A., M. TEWES Y L. LAACK. 2005. Survival and sources of mortality in ocelots. *Journal of Wildlife Management* 69:255–263
- HARESTAD, A. Y F. BUNNELL. 1979. Home range and body weight – a reevaluation. *Ecology* 60:389–402
- HARRIS, S., W. CRESSWELL, P. FORDE, W. TREWHELLA, T. WOOLLARD Y S. WRAY. 1990. Home range analysis using radiotracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20:97–123
- HERFINDAL, I., J. LINNELL, J. ODDEN, E. BIRKELAND NILSEN Y R. ANDERSEN. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology (London)* 265:63–71
- HOPCRAFT, J., A. SINCLAIR Y C. PACKER. 2005. Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology* 74:559–566
- JEDRZEJEWSKI, W., K. SCHMIDT, H. OKARMA Y R. KOWALCZYK. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici* 39:29–41
- JOHNSON, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72:815–820
- KAMLER, J. Y P. GIPSON. 2000. Home range, habitat selection, and survival of bobcats, *Lynx rufus*, in a prairie ecosystem in Kansas. *The Canadian Field Naturalist* 114:388–394
- KELT, D. Y D. VAN VUREN. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. *American Naturalist* 157:637–645
- KENWARD, R. 2001. A manual for wildlife radio tagging. San Diego, Academic Press, 311 pp.
- KERNOHAN, B., R. GITZEN Y J. MILLSPAUGH. 2001. Analysis of animal space use and movements. Pp. 125-166 en: MILLSPAUGH, J. Y J. MARZLUFF (Eds.). Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego.
- KIE, J., J. BALDWIN Y C. EVANS. 1996. CALHOME: a program for estimating animal home ranges. *Wildlife Society Bulletin* 24:342–344
- KNICK, S. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and a prey decline in southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 108:1–42
- KNOWLES, P. 1985. Home-range size and habitat selection of bobcats (*Lynx rufus*) in north-central Montana. *Canadian Field Naturalist* 99:6–12
- KOEHLER, G. Y D. PIERCE. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84:81–91
- KUNKEL, K. Y D. PLETSCHER. 2001. Species-specific population dynamics of cervids in a multipredator ecosystem. *Journal of Wildlife Management* 63:1082–1093
- KUNKEL, K., D. PLETSCHER, D. BOYD, R. REAM Y M. FAIRCHILD. 2004. Factors correlated with foraging behavior of wolves in and near Glacier National Park, Montana. *Journal of Wildlife Management* 68:167–178

- LIBERG, O. 1984. Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy* 65:424–432
- LILLESAND, T. Y R. KIEFER. 1994. Remote sensing and image interpretation. Tercera edición. John Wiley & Sons, New York.
- LINDZEY, F., W. VAN SICKLE, B. ACKERMAN, D. BARNHURST, T. HEMKER Y S. LAING. 1994. Cougar population dynamics in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 58:619–624
- LITVAITIS, J., J. SHERBURNE Y J. BISSONETTE. 1986. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management* 50:110–117
- LODE, T. 2000. Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecology* 25:223–231
- LOGAN, K. Y L. SWEANOR. 2001. Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Island Press, Covelo, California.
- MACDONALD, D. 1981. Resource dispersion and the social organization of the red fox (*Vulpes vulpes*). Pp. 918–949 en: CHAPMAN, J. Y D. PURSLEY (Eds.). Proc. Worldwide Furbearer Conf., Frostburg, Md.
- MACDONALD, D. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301:379–384
- MACE, G. Y P. HARVEY. 1983. Energetic constraints on home-range size. *American Naturalist* 121:120–132
- MANFREDI, C., L. SOLER, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2006. Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology* 268:381–387
- MAYNARD SMITH, J. 1974. Models in Ecology. Cambridge University Press.
- MCNAB, B. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist* 97:133–140
- MECH, L. 1992. Daytime activities of wolves during winter in northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy* 73:570–571
- MILLS, L. Y F. KNOWLTON. 1991. Coyote space use in relation to prey abundance. *Canadian Journal of Zoology* 69:1516–1521
- MIZUTANI, F. Y P. JEWELL. 1998. Home range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. *Journal of Zoology (London)* 244:269–286
- MOHR, C. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37:223–249
- MORRISON, M., B. MARCOT Y R. MANNON. 1998. Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications. Segunda edición. The University of Wisconsin Press. Wisconsin.
- NELLIS, C. Y L. KEITH. 1968. Hunting activities and success of lynxes in Alberta. *Journal of Wildlife Management* 32:718–722
- NIELSEN, C. Y A. WOOLF. 2001. Spatial organization of bobcats (*Lynx rufus*) in Southern Illinois. *American Midland Naturalist* 146:43–52
- NORBURY, G., D. NORBURY Y R. HEYWARD. 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62:45–58
- O'DONOGHUE, M., S. BOUTIN, C. KREBS, D. MURRAY Y E. HOFER. 1998. Behavioural responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* 82:169–183
- OTIS, D. Y G. WHITE. 1999. Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. *Journal of Wildlife Management* 63: 1039-1044

- PALOMARES, F., M. DELIBES, E. REVILLA, J. CALZADA Y J. FEDRIANI. 2001. Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in south-western Spain. *Wildlife Monographs* 148, 1–36
- PEARSON, O. 1964. Carnivore – mouse predation: An example of its intensity and bioenergetics. *Journal of Mammalogy* 45:177–188
- PEREIRA, J., M. DI BITETTI, N. FRACASSI, A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Estimación de la abundancia de los pequeños felinos silvestres del Parque Nacional Lihué Calel y alrededores, La Pampa. Información de base para la instauración de un programa de monitoreo poblacional de los felinos silvestres. Informe final de proyecto, Buenos Aires, Argentina, 19 pp.
- PHILLIPS, M., W. CLARK, M. SOVADA, D. HORN, R. KOFORD Y R. GREENWOOD. 2003. Predator selection of prairie landscape features and its relation to duck nest success. *Journal of Wildlife Management* 67:104–114
- POOLE, K. 1994. Characteristics of an unharvested lynx population during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management* 58:608–618
- POWELL, R., ZIMMERMAN, J. Y D. SEAMAN. 1997. Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat and social organization. Chapman & Hall, London.
- RAJARATNAM, R., M. SUNQUIST, L. RAJARATNAM Y L. AMBU. 2007. Diet and habitat selection of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis borneoensis*) in an agricultural landscape in Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 23:209–217
- ROSI, M., M. CONA, V. ROIG, A. MASSARINI Y D. VERZI. 2005. *Ctenomys mendocinus*. *Mammalian Species* 777:1–6
- SANDELL, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. Pp. 164–182 en: GITTLEMAN, J. (Ed.). *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell Univ. Press, Ithaca, NY.
- SCHOENER, T. 1983. Simple models of optimal feeding territory size: a reconciliation. *American Naturalist* 121:608–629
- SEAMAN, D. Y R. POWELL. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77: 2075–2085
- SEAMAN, D., J. MILLSPAUGH, B. KERNOHAN, G. BRUNDIGE, K. RAEDEKE Y R. GITZEN. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63: 739–747
- SKOGLAND, T. 1991. What are the effects of predators on large ungulate populations?. *Oikos* 61:401–411
- SLOUGH, B. Y G. MOWAT. 1996. Lynx population dynamics in an untrapped refugium. *Journal of Wildlife Management* 60:946–961
- SWIHART, R. Y N. SLADE. 1985. Influence of sampling interval on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management* 49:1019–1025
- SWITALSKI, A. 2003. Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Zoology* 81:985–993
- TAYLOR, R. 1984. *Predation*. Chapman & Hall, New York, NY, USA.
- TETA, P., J. PEREIRA, N. FRACASSI, S. BISCEGLIA Y S. HEINONEN FORTABAT. 2009. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16(1)
- THOMPSON, I. Y P. COLGAN. 1987. Numerical responses of martens to a food shortage in Northcentral Ontario. *Journal of Wildlife Management* 51:824–835
- TUFTO, J., R. ANDERSEN Y J. LINNELL. 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65:715–724

- VAN ORSDOL, K., J. HANBY Y J. BYGOTT. 1985. Ecological correlates of lion social organisation (*Panthera leo*). *Journal of Zoology (London)* 206:97–112
- VUILLERMOZ, P. 2001. Dieta estacional y selección de presas del gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) y el zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) en la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú” (Bahía Samborombón). Tesis de grado, Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires.
- WARD, R. Y C. KREBS. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824
- WALTERS, L. Y A. DHONDR. 1992. Spacing behaviour of reed squirrels, *Sciurus vulgaris*: variation between habitat and sexes. *Animal Behaviour* 43:297–311
- WHITE, G. Y R. GARROTT. 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press Inc., New York.
- WHITE, P. Y K. RALLS. 1993. Reproduction and spacing patterns of kit foxes relative to changing prey availability. *Journal of Wildlife Management* 57:861–867
- WILSON, E. 1975. Sociobiology: the new synthesis. Cambridge, Harvard University Press.
- WORTON, B. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38:277–298
- WORTON, B. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* 70:164–168
- YANOSKY, A. Y C. MERCOLLI. 1994. Notes on the ecology of *Felis geoffroyi* in Northeastern Argentina. *American Midland Naturalist* 132:202–204
- ZABEL, C., K. MCKELVEY Y J. WARD. 1995. Influence of primary prey on home range size and habitat use patterns of Spotted Owls (*Strix occidentalis*). *Canadian Journal of Zoology* 73:433–439
- ZHOU, Y., J. ZHANG, E. SLADE, L. ZHANG, F. PALOMARES, J. CHEN, X. WANG Y S. ZHANG. 2008. Dietary shifts in relation to fruit availability among masked palm civets (*Paguma larvata*) in central China. *Journal of Mammalogy* 89:435–447

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL DEL GATO MONTÉS

El impacto de las actividades humanas sobre el medio silvestre genera un gradiente de situaciones ambientales que no es igualmente percibido por todas las especies (p.e., Hilty y Merenlender 2004; Randa y Yunker 2006). Muchos carnívoros de tamaño pequeño y mediano son aún abundantes en sitios destinados a actividades productivas o suburbios rurales, en tanto que otros han declinado o incluso desaparecido de estos sitios ya sea por el control directo del hombre, la modificación de la estructura del hábitat o los cambios en la abundancia y disponibilidad de presas (p.e., Norbury et al. 1998; Dunstone et al. 2002; Randa y Yunker 2006; Di Bitetti et al. 2008; Blaum et al. 2009).

En áreas destinadas a la producción ganadera, la intensidad de pastoreo está relacionada negativamente con la abundancia de carnívoros debido a la transformación del hábitat y la consecuente disminución en la disponibilidad de alimento (Blaum et al. 2007b, c, 2009). Así, Blaum et al. (2007a, c, 2009) observaron en áreas arbustificadas por pastoreo declinaciones locales o regionales en la abundancia de especies como el chacal de lomo negro (*Canis mesomelas*), el zorro de El Cabo (*Vulpes chama*), la gineta moteada (*Genetta genetta*) o el gato silvestre africano (*Felis silvestris lybica*). En estas áreas, la caza por parte del hombre es también un factor importante de mortalidad para especies depredadoras de ganado, e incluso poblaciones completas de algunos depredadores como el lince europeo (*Lynx lynx*) han sido exterminadas por esta causa (Stahl y Vandel 1988). La persecución de depredadores puede ser también importante cuando estos tienen valor comercial (p.e., por su piel), lo que puede reducir considerablemente su abundancia respecto de sitios donde no son perseguidos, como ocurre con el zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*; Novaro et al. 2005).

Pese a sus implicancias en la planificación de acciones de conservación, los estudios sobre los efectos de la modificación del paisaje sobre la densidad de especies de carnívoros silvestres son escasos y en general limitados a escalas locales. A fin de evaluar la conservación de poblaciones viables, trabajos a gran escala son necesarios para detectar procesos relevantes que afectan la densidad

poblacional como estructuras metapoblacionales o dinámicas de fuente sumidero (Pulliam 1988; Shivik 2006; Novaro et al. 2005). Por otra parte, la densidad poblacional constituye un factor predictivo del riesgo de extinción en carnívoros (Purvis et al. 2000), y dado que la densidad de presas es un determinante fundamental de la densidad de los depredadores (Carbone y Gittleman 2002), la modificación de la base de presas en áreas destinadas a la producción ganadera puede tener serias implicancias sobre la estabilidad de las poblaciones de carnívoros.

A lo largo de su distribución, el gato montés utiliza una gran variedad de hábitats, pudiendo observarse en campos ganaderos, cultivos o áreas rurales altamente modificadas (Perovic y Pereira 2006; Castillo et al. 2008). Sin embargo, la alteración severa del hábitat probablemente haya provocado declinaciones importantes o incluso la extinción local de algunas poblaciones de la especie (Manfredi et al. 2006). Recientemente, Canepuccia et al. (2008) sugirieron que la abundancia de este felino podría verse afectada en el pastizal pampeano por la interacción entre conversión de áreas naturales a campos agrícolas y el cambio climático. Además, en muchas zonas ganaderas la especie continúa siendo blanco de caza por parte de pobladores locales, ya sea para la utilización de su piel, el consumo de su carne o como alimento para los perros de los puestos (Pereira et al. 2005; Altrichter 2006; Vilela et al. 2009). En este marco, sólo un estudio (Cuéllar et al. 2006) estimó hasta el momento la abundancia del gato montés en distintas situaciones ambientales e intervenciones antrópicas (sitios con manejo ganadero, sitios sin ganado ni cacería y sitios con distintos ensambles de carnívoros competidores). Estos autores hallaron en el Chaco boliviano que este felino es más abundante en campos ganaderos, particularmente en los sectores más secos donde otras especies simpátricas de carnívoros son menos abundantes o no están presentes. En base a estos resultados, Cuéllar et al. (2006) sugirieron que este felino puede tolerar cierto grado de alteración del hábitat producto del manejo ganadero.

El método basado en trampas cámara para el monitoreo de poblaciones de carnívoros (Karanth 1995; Karanth y Nichols 1998) ha tomado auge recientemente (Cutler y Swann 1999) y constituye un método confiable para estimar abundancias de animales con comportamientos crípticos o elusivos (Nichols 1992). Otros métodos, como los basados en rastros (huellas, heces), son menos confiables por ser más propensos a errores de calibración o subjetividad (Karanth 1995). La combinación del método basado en la “captura” de individuos con trampas cámara con modelos estadísticos de captura-recaptura ha sido utilizado con éxito para estimar tamaños poblacionales de felinos en Sudamérica (p.e., Trolle y Kery 2003; Wallace et al. 2003; Maffei et al. 2004; Di Bitetti et al. 2006; Kelly et al. 2008; Paviolo et al. 2008), apoyado en el hecho de que los felinos son individualmente identificables por el patrón de coloración de su pelaje.

En el presente capítulo se presentan los resultados de las estimaciones de densidad del gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, obtenidas a partir del uso de trampas cámara y modelos de captura – recaptura. En segundo término, estos resultados se comparan con los obtenidos por Cuéllar et al. (2006) y con otros estudios que evaluaron los efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la densidad de carnívoros.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en arbustales ubicados en el sector norte del Parque Nacional Lihué Calel (en adelante PN) y en varios cuadros sometidos a manejo ganadero en los Establecimientos “Aguas Blancas” y “Los Ranqueles” (en adelante CG). Ambos sitios fueron seleccionados por su similitud original en cuanto a la fisonomía y estructura de la vegetación y las características geomorfológicas del terreno. La comunidad vegetal predominante en ambos sitios es el arbustal de jarilla con pequeños bosques abiertos de *Prosopis caldenia* siguiendo las depresiones del terreno, manchones de arbustal mixto con presencia de *Prosopis alpataco*, *Condalia microphylla* y *Geoffroea decorticans* y pequeños pastizales dominados por *Stipa* sp. y otras gramíneas. En CG, si bien esta composición de paisaje se mantiene, la estructura de la vegetación ha sido modificada por el accionar del ganado y la utilización del fuego para el manejo de pasturas (ver Capítulo 2).

MATERIALES Y MÉTODOS

La abundancia del gato montés se estimó mediante el método descrito por Karanth y Nichols (1998), utilizando trampas cámara de fotografía automática (equipos de 35 mm con enfoque y flash automático, marca LeafRiver, TrailMac o Camtrakker) activadas por sensores de calor y movimiento. Las cámaras fueron dispuestas en estaciones de muestreo, cada una compuesta por dos cámaras enfrentadas para obtener fotos de ambos flancos de los animales “capturados” para facilitar su identificación (ver más adelante). Las estaciones de muestreo se ubicaron sobre senderos vehiculares de tierra, cortafuegos o picadas, sitios utilizados por los gatos silvestres para trasladarse. Para evitar sesgar la probabilidad de captura de los distintos individuos, no se utilizaron cebos ni atractores en las estaciones (Heilbrun et al. 2006).

Se realizaron dos muestreos utilizando la misma metodología general. El primero sólo se llevó adelante en PN, entre el 18 de enero y el 2 de abril de 2006, en tanto que el segundo se llevó a cabo en forma simultánea en PN y CG, entre el 23 de noviembre de 2007 y el 26 de febrero de 2008. Cada

muestreo se realizó de manera desdoblada, siguiendo el diseño propuesto por Di Bitetti et al. (2006). Las dos áreas fueron muestreadas en dos períodos sucesivos (cada uno de la mitad del largo total del período de muestreo) separados por 24 hs, funcionando la mitad de las estaciones durante el primer período y la otra mitad durante el segundo. Sin embargo, cada sitio no fue subdividido en dos sectores distintos relevados a distinto tiempo (como en Silver et al. 2004 o Trolle y Kery 2005), sino que las estaciones de muestreo se dispusieron de manera alternada entre períodos (Figura 6.1). Pasado el primer período las cámaras fueron desplazadas hacia sus posiciones asignadas para el segundo período. De esta forma se amplió la superficie muestreada y un mismo individuo pudo ser fotografiado en ambos períodos, aunque en distintas estaciones.

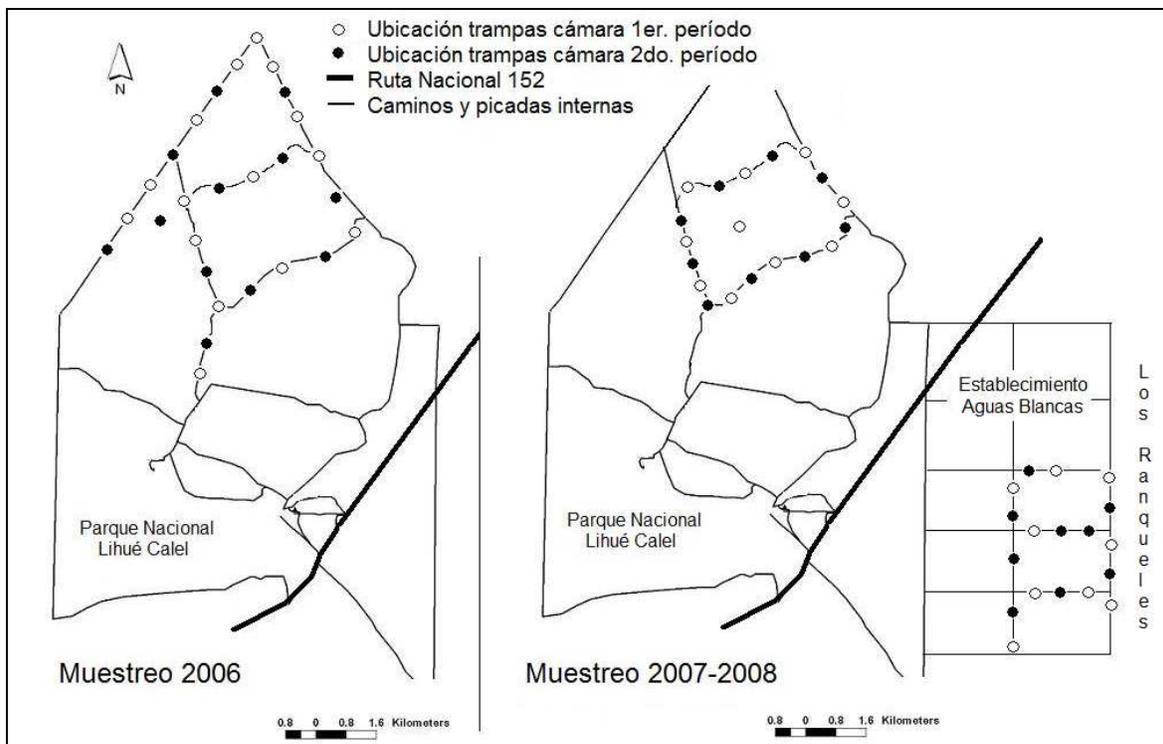


Figura 6.1. Ubicación de las estaciones de muestreo durante los períodos 2006 y 2007-2008 en el Parque Nacional Lihú Calel y el Establecimientos ganaderos aledaños, La Pampa.

La distancia promedio utilizada entre estaciones de muestreo aledañas puede sesgar la estimación de la densidad, ya que un diseño que contemple cámaras demasiado separadas en relación a los movimientos de la especie de interés puede subestimar ese parámetro (Wegge et al. 2004; Dillon y Kelly 2007; Maffei y Noss 2008). Por ese motivo, la distancia entre estaciones de muestreo fue seleccionada para el muestreo de 2006 teniendo en cuenta la información sobre los movimientos promedio de gatos monteses equipados con radiocollar en el área en 2002-2003. Así, durante ese

muestreo la distancia promedio entre estaciones fue de 993 ± 79 metros (rango = 748 – 1193). Sin embargo, ese espaciamiento se reflejó en una escasa proporción de individuos recapturados en más de una estación de muestreo (11%), lo que indicaría que las estaciones habrían estado demasiado separadas. Por ello, durante el muestreo de 2007-2008 la distancia entre estaciones fue acortada a 721 ± 63 metros (rango = 568 – 948), lo que aumentó en más del doble la proporción de individuos recapturados en estaciones distintas (25%).

En todos los casos las cámaras fueron programadas para que impriman en la película la fecha y hora del registro. El funcionamiento de las cámaras se chequeó cada 4-10 días y se cambiaron las películas y/o baterías cuando fue necesario.

IDENTIFICACIÓN DE LOS INDIVIDUOS FOTOGRAFIADOS. Todas las fotografías de gato montés obtenidas se ampliaron e imprimieron en papel mate, y la identificación de los individuos se realizó observando fotos pareadas. Se hizo hincapié en el patrón distintivo de manchas, fundamentalmente en las patas, los cuartos traseros, el cuello y los anillos de la cola (Figuras 6.2 y 6.3). La contextura corporal, el sexo (presencia o no de testículos), la localización de los registros (separación entre estaciones) y otros rasgos distintivos (como heridas o la forma de la cola) brindaron información adicional en el proceso de identificación. Las fotografías que no permitieron observar detalles diagnósticos ($n = 28$, el 11,3% del total de fotografías de gato montés obtenidas) fueron excluidas del análisis.

El sexo de los ejemplares fotografiados fue determinado por observación de la zona genital cuando la fotografía lo hizo posible. En los casos restantes, la contextura corporal y la robustez de la cabeza (fundamentalmente en la zona mandibular y en la frente) brindaron información adicional para la determinación (J. Pereira, obs. pers.). A fin de cuantificar la exactitud de las determinaciones realizadas con estos caracteres, se realizó una “prueba ciega” basada en fotografías de ejemplares con sexo conocido, llevada a cabo por dos observadores en forma independiente. El éxito de fotografías correctamente atribuidas utilizando los caracteres diagnósticos mencionados alcanzó el 86%, por lo que se consideró que esos caracteres fueron adecuados para asignar el sexo.

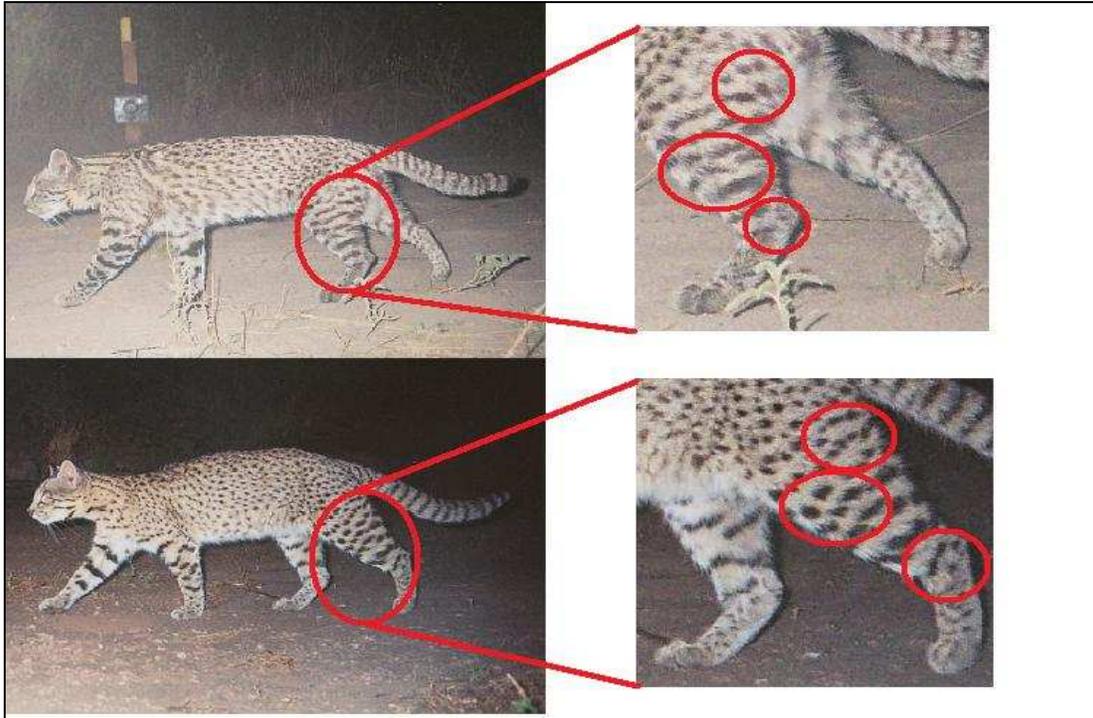


Figura 6.2. Patrón distintivo de puntos y bandas en cuartos traseros utilizado para diferenciar entre individuos de gato montés.

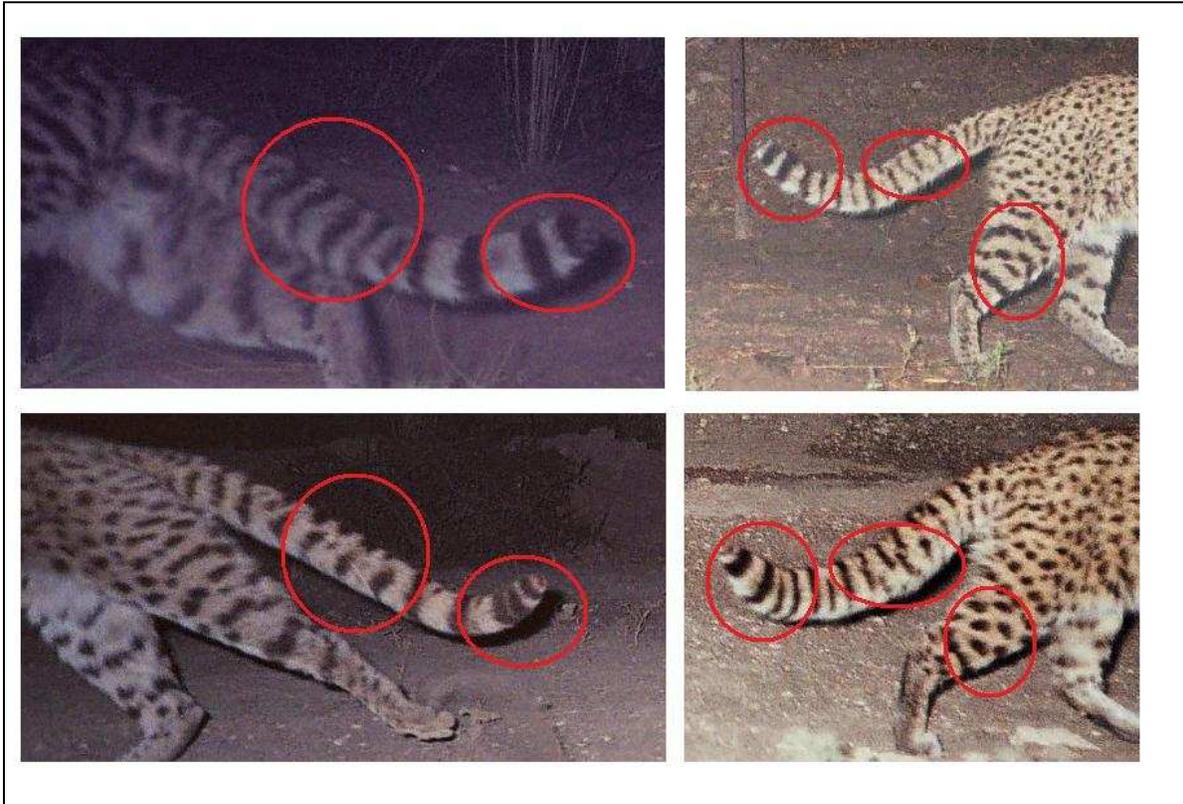


Figura 6.3. Patrón distintivo de anillos de la cola y marcas en cuartos traseros utilizado para diferenciar entre individuos de gato montés.

TRATAMIENTO DE LOS REGISTROS. La abundancia poblacional se calculó mediante análisis de captura-recaptura (Otis et al. 1978) y el programa CAPTURE (Rexstad y Burnham 1991). Para ello, los dos períodos de cada muestreo (de 37 días cada uno y con 13 estaciones en 2006 y de 47 días cada uno y con 9 estaciones por sitio en 2007-2008) fueron agrupados en un sólo período de muestreo (de 37 días de duración y con 26 estaciones de muestreo en 2006 y de 47 días de duración y con 18 estaciones de muestreo en cada sitio en 2007-2008). Así, el día 1 de ambos períodos fue considerado como el primer día del muestreo general, el día 2 de ambos períodos como el segundo día del muestreo general, y así sucesivamente para cada muestreo y sitio. Todas las fotografías de un mismo ejemplar obtenidas dentro un mismo período de 24 hs (comenzando a las 12:00) fueron consideradas como un único registro de captura. Se asumió que el intervalo de al menos 37 días de muestreo utilizado para cada período fue suficiente para detectar a la totalidad de los gatos monteses presentes en el área de influencia de cada estación de muestreo. Este intervalo es similar al utilizado para ocelotes (42 días) por Di Bitetti et al. (2006), y dado que el gato montés ocupa áreas de acción más pequeñas que esa especie, el período utilizado en este estudio puede considerarse apropiado.

A fin de obtener una mejor estimación de la abundancia poblacional, Otis et al. (1978) y White et al. (1982) recomendaron una probabilidad individual de captura $>0,10$ por ocasión de muestreo. Para alcanzar ese valor se consideraron distintas agrupaciones de períodos de 24 hs (de a dos, de a tres, de a cuatro y así sucesivamente), considerando a cada una de ellas como 1 ocasión de captura y corriendo el programa hasta ver cuál de las agrupaciones permitió obtener una probabilidad de captura individual $>0,10$ por ocasión de muestreo. Este valor se alcanzó agrupando 5 períodos consecutivos de 24 hs en PN en 2006, 7 períodos consecutivos de 24 hs en CG en 2007-2008 y 8 períodos consecutivos de 24 hs en PN en 2007-2008. A fin de que los muestreos sean comparables entre si, se unificaron todas las ocasiones de muestreo para que queden compuestas por la misma cantidad de períodos consecutivos de 24 hs, utilizando como referencia el valor que agrupó mayor cantidad de noches. De esta forma, la ocasión de muestreo quedó compuesta por 8 períodos consecutivos de 24 hs en los tres muestreos, por lo que el muestreo en PN de 2006 quedó conformado por 5 ocasiones de captura y los muestreos en PN y CG de 2007-2008 por 7 ocasiones de captura cada uno.

Para cada individuo se construyó una historia de captura, consistente en un vector con valores “1” (animal capturado en esa ocasión de muestreo) ó “0” (animal no capturado en esa ocasión de muestreo). Posteriormente se construyó una matriz para cada muestreo de i animales (filas) y t ocasiones de muestreo (columnas), en la que se representó la historia de captura y recaptura de todos los individuos de la población registrados al menos una vez.

El programa CAPTURE contrasta el cronograma de capturas-recapturas obtenido contra 8 modelos de captura-recaptura (ver Apéndice 1 de Capítulo 3 para detalles de cada modelo) y recomienda cuál de ellos es el que mejor ajusta al patrón observado. Sin embargo, el basamento matemático de cada modelo y aspectos relacionados al diseño del estudio sugieren revisar la aplicabilidad de cada uno de los modelos a cada situación particular. Las características del modelo nulo (M_o) lo convierten en muy poco extrapolable a poblaciones reales y lo tornan muy poco robusto frente a la heterogeneidad en la probabilidad de captura, ya sea entre individuos o en el tiempo (Otis et al. 1978; White et al. 1982). En la misma línea, tanto M_b como M_t no serían aplicables en muestreos desdoblados como el aquí utilizado (M. Di Bitetti, com. pers.) ya que al superponer los períodos de muestreo se estaría modificando la secuencia cronológica de capturas y recapturas (p.e., un individuo que ingresa a la población el primer día del segundo período aparecerá en la primera ocasión de muestreo en la matriz). Por estos motivos, aún en caso de que fueran seleccionados por el programa como modelos con buen ajuste, tanto M_o como M_b y M_t o los modelos combinados que incluyen respuesta comportamental o tiempo no fueron considerados en este estudio. Por el contrario, el modelo M_h (que implica heterogeneidad entre individuos en cuanto a sus probabilidades de captura) puede considerarse como el modelo más correcto y realista, debido a que diferentes individuos pueden evidenciar distinto comportamiento y al hecho de que cada uno puede tener distinto grado de acceso a las estaciones de muestreo (cf. Wilson y Anderson 1985; Karanth 1995; Karanth y Nichols 1998). Dado que M_h presentó buen ajuste en todas las oportunidades (valores $\geq 0,77$; Tabla 6.1), este modelo fue seleccionado para presentar los resultados en todos los casos.

Muestreo	M_o	M_t	M_b	M_h	M_{tb}	M_{th}	M_{bh}	M_{tbh}
PN 2006	0,74	0,00	0,87	0,77	0,60	0,84	1,00	0,92
PN 2007 – 2008	0,97	0,00	0,33	1,00	0,34	0,07	0,46	0,61
CG 2007 – 2008	1,00	0,00	0,38	0,85	0,37	0,34	0,64	0,66

Tabla 6.1. Resultados del criterio de selección de modelos obtenido por el programa CAPTURE.

CAPTURE brinda una estimación del número de individuos presentes en el área de estudio, el error estándar de esa estimación y los intervalos de confianza al 95%. A fin de estimar las densidades absolutas de felinos en los distintos sitios se calculó el área efectivamente censada utilizando dos criterios distintos de buffer alrededor de cada estación de muestreo (Karanth y Nichols 2002; Maffei et al. 2005; Soisalo y Cavalcanti 2006; Di Bitetti et al 2006): el promedio de la distancia máxima de recaptura de individuos capturados en mas de 1 estación (PDMR) y la mitad de esa distancia ($\frac{1}{2}$

PDMR). Debido al bajo número de individuos fotografiados en más de una estación en cada muestreo, el PDMR fue calculado utilizando las distancias máximas recorridas por todos los individuos a lo largo de todos los muestreos en forma conjunta ($n = 10$). Dos individuos (uno en PN y uno en CG) fueron detectados atravesando sendas grillas de muestreo de una punta a la otra, recorriendo distancias de 3,8 y 3,9 km, respectivamente, y no volvieron a ser capturados con posterioridad. Estos animales fueron considerados como transeúntes (no establecidos en el área) y sus movimientos no fueron tenidos en cuenta para el cálculo del promedio de la distancia máxima recorrida. La densidad poblacional fue calculada dividiendo el valor de abundancia estimado por el área efectivamente relevada (Figura 6.4 y Tabla 6.2) siguiendo los lineamientos propuestos por Silver et al. (2004) y Maffei et al. (2005). Las superficies relevadas fueron lo suficientemente extensas como para abarcar más de 3-4 veces el tamaño del área de acción promedio de la especie en el área (ver Capítulo 5), por lo que las estimaciones cumplen con lo sugerido por Maffei y Noss (2008).

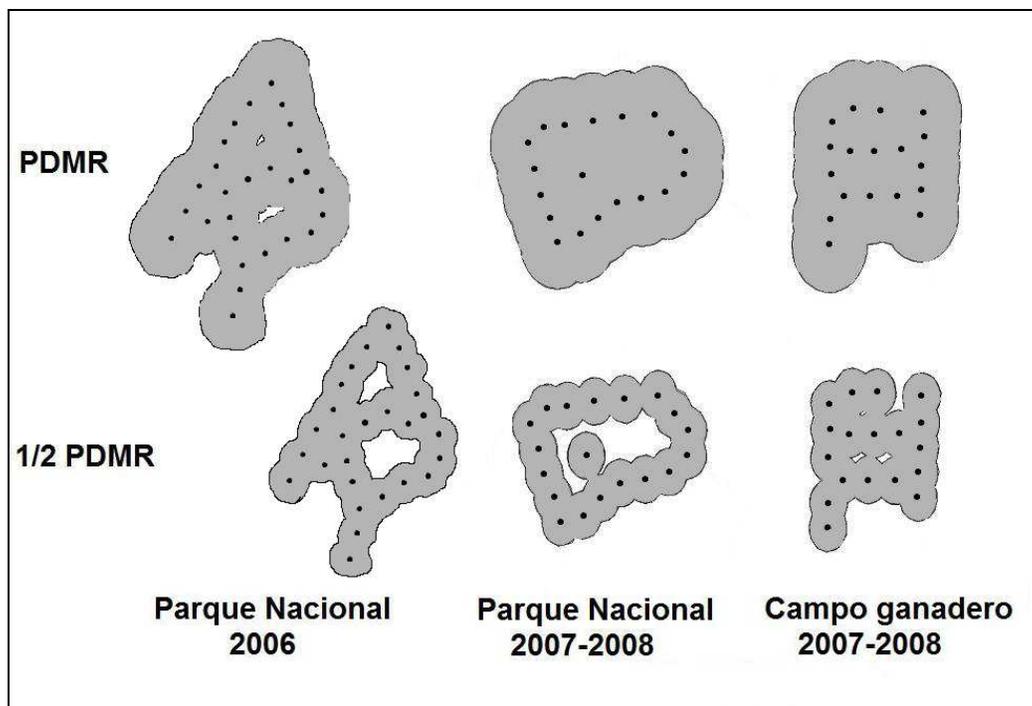


Figura 6.4. Superficie efectivamente relevada en cada muestreo, definida como el promedio de la distancia máxima de recaptura (PDMR) y la mitad de ese valor (1/2 PDMR). Cada punto negro representa una estación de muestreo.

CAPTURE también pone a prueba la hipótesis de que durante el período estudiado la población se comportó como demográficamente cerrada (no hubo emigración, inmigración, nacimientos ni muertes), un supuesto crítico para utilizar los modelos de captura – recaptura. Si bien esta prueba

indicó que se trabajó con poblaciones cerradas en todos los casos ($P \geq 0,33$), su utilización se vería limitada por la escasa potencia que posee la prueba y porque su basamento teórico es sensible a la respuesta al trapeo (un individuo que se vuelve “fóbico al trapeo” es indistinguible de uno que emigró o murió). Por ese motivo, Otis et al. (1978) sugirieron que este resultado debe ser contrastado y/o complementado con datos demográficos de la población bajo estudio. En este caso, como los muestreos fueron realizados durante períodos relativamente cortos de tiempo (de hasta 96 días), se asumió que no hubo cambios en la población por natalidad y mortalidad durante esos períodos. Sin embargo, las altas tasas de emigración desde ambas subpoblaciones (ver Capítulo 7) y la posible existencia de una alta proporción de individuos transeuntes (ver Resultados) sugieren que ambas subpoblaciones no se comportarían como demográficamente cerradas.

RESULTADOS

Tras un esfuerzo total de 2.802 días-trampa, se obtuvieron a lo largo del estudio 247 fotografías de gato montés que representaron 162 registros (Tabla 6.2). Las 143 fotografías obtenidas en PN en 2006 correspondieron a 91 registros pertenecientes a 47 individuos distintos. Esto representó un éxito de captura de 9,08 individuos cada 100 días-trampa, lo que equivale a 1 gato montés capturado cada 11,01 días-trampa. Los valores de abundancia y densidad estimados se muestran en la Tabla 6.2. Sólo 5 individuos fueron detectados en más de una estación de muestreo, y el promedio de la distancia máxima recorrida por esos ejemplares fue de 1.735 metros (rango = 1.017 – 2.004).

	PN 2006	PN 2007-2008	CG 2007-2008
Días efectivos de muestreo	74	96	96
No. de estaciones de muestreo	27	19	18
Esfuerzo de muestreo (días-trampa)	1.002	920	880
Área de muestreo (PDMR, en km ²)	72,9	30,4	25,7
Área de muestreo (½ PDMR, en km ²)	40,4	15,9	14,0
Nro. de fotos de gato montés	143	82	22
Nro. de registros de gato montés	91	56	15
Abundancia (EE)	101,0 ± 14,1	50,0 ± 12,0	24,0 ± 7,4
Intervalo de Confianza (95%)	80 – 136	34 – 83	16 – 46
Densidad (ind./100 km ²) con PDMR	138,6 ± 22,3	164,4 ± 40,6	93,4 ± 31,5
Densidad (ind./100 km ²) con ½PDMR	250,1 ± 44,1	315,0 ± 79,5	171,2 ± 61,5
Machos	17	7	4
Hembras	24	10	3
Indeterminados	6	3	2

Tabla 6.2. Diseño de muestreo (días de muestreo, total de estaciones, esfuerzo total y área muestreada), abundancia e intervalos de confianza al 95% (estimados con CAPTURE), densidad y cantidad de registros por sexo obtenidos para la población de gato montés durante los relevamientos del Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG) en 2006 y 2007-2008.

Las 104 fotografías de gato montés obtenidas en 2007-2008 correspondieron a 71 registros pertenecientes a 29 ejemplares distintos, 20 de ellos registrados en PN y 9 en CG. Esto representó un éxito de captura de 6,09 y 1,70 individuos cada 100 días-trampa (ó 1 gato montés capturado cada 16,42 y 58,82 días-trampa) para PN y CG, respectivamente. Los valores de abundancia y densidad estimados se muestran en la Tabla 6.2. Cinco individuos fueron detectados en más de una estación de muestreo en PN y 2 en CG, y el promedio de la distancia máxima recorrida por esos ejemplares fue de 970 metros (rango = 608 – 1.424).

A excepción de 4 estaciones de muestreo utilizadas en PN en 2006, las 23 restantes (85,2%) registraron la presencia de al menos 1 individuo de gato montés en ese sitio, y el promedio de individuos distintos registrados por estación de muestreo fue de 1,9 (rango = 0 – 5). Para el muestreo 2007-2008, 14 de las 19 estaciones (73,7%) en PN y 6 de las 18 estaciones (33,3%) en CG registraron al menos 1 individuo de gato montés, y el promedio de individuos distintos registrados por estación fue de 1,4 (rango = 0 – 4) en PN y de 0,8 (rango = 0 – 4) en CG. Las diferencias entre la cantidad de registros de gato montés por estación de muestreo no fueron estadísticamente significativas entre años en PN (Prueba de Kruskal – Wallis; $H = 0,735$; $P = 0,391$), pero si lo fueron entre los muestreos en PN 2006 y CG 2007-2008 ($H = 11,77$; $P = 0,0006$) y entre PN 2007-2008 y CG 2007-2008 ($H = 6,02$; $P = 0,014$). De la misma forma, las diferencias entre la cantidad de individuos distintos de gato montés detectados por estación de muestreo no fueron estadísticamente significativas entre ambos muestreos en PN ($H = 2,02$; $P = 0,155$), pero si lo fueron entre los muestreos en PN 2006 y CG 2007-2008 ($H = 8,61$; $P = 0,003$). Sin embargo, las diferencias para este parámetro entre PN 2007-2008 y CG 2007-2008 ($H = 3,62$; $P = 0,057$) no fueron estadísticamente significativas.

Sólo 3 de los ejemplares registrados en el muestreo de PN 2006 fueron detectados nuevamente en el muestreo de PN 2007-2008, y ninguno de los animales registrados en el PN fue detectado en el CG ni viceversa. Las proporciones de sexos (M:H) registradas fueron de 1:1,41 y 1:1,43 en PN en 2006 y 2007-2008, respectivamente, y de 1:0,75 en CG (Tabla 6.2). Esta relación se observó también a nivel de estaciones de muestreo. Para el caso de los dos muestreos llevados a cabo en PN, en aquellas estaciones en las que se registró mas de un individuo ($n = 21$) la proporción de sexos estuvo siempre balanceada (1M – 1H o 2M – 2H) o sesgada hacia las hembras (0M – 2H, 0M – 3H, 1M – 2H o 1M – 3H), excepto en un único caso en 2006 (2M – 1H) y un único caso en 2007-2008 (3M – 0H). En CG se dio el patrón contrario, y en todas las estaciones de muestreo en las que se registró más de un individuo ($n = 4$) la proporción de sexos estuvo siempre sesgada hacia los machos (2M – 0H o 2M – 1H).

DISCUSIÓN

Pese a que el gato montés estuvo presente tanto en el parque nacional como en los campos ganaderos, la densidad estimada para el área protegida casi duplicó la estimada para los sitios ganaderos. Asimismo, la frecuencia media de registros de gato montés por estación de muestreo y de individuos por estación de muestreo fue mayor en el área protegida. Pese a que el método utilizado no permite por sí mismo discernir las causas que conducen a estas diferencias, dos factores podrían estar operando en este sentido. Por un lado, el marcado empobrecimiento de la base de presas registrado en áreas ganaderas (ver Capítulo 3), lo que podría limitar la abundancia de este carnívoro o incluso impulsar la emigración de individuos. Esta relación entre abundancia de presas y densidad de carnívoros es frecuentemente observada en estudios de este tipo (p.e., Avenant y Nel 1998; Blaum et al. 2009). Por otro lado, la persecución humana de la que son objeto en el área (ver Capítulo 7) también contribuiría a disminuir la abundancia de la especie en campos ganaderos. Si bien la caza de este felino está prohibida en la provincia, aún se registra alta mortalidad por parte de los perros que poseen los pobladores rurales, al tiempo que su mortalidad accidental en ceptos utilizados para la captura de zorros es también elevada (ver Capítulo 7; J. Pereira, obs. pers.). Asimismo, el comercio ilegal de pieles sigue teniendo lugar en el área (J. Pereira, obs. pers.), hecho que favorece la extracción de individuos y contribuye a disminuir su densidad en campos ganaderos.

Distintas evidencias sugieren que las densidades obtenidas no representarían exclusivamente las densidades de la población residente de gato montés. Durante los dos muestreos realizados en el área protegida, la gran mayoría de los individuos fueron registrados sólo una o dos veces a lo largo del estudio (el 81% en 2006 y el 60% en 2007-2008). Si bien no debería descartarse la existencia de respuestas comportamentales a la captura (“trampofobia”), este patrón sugiere la existencia de una proporción importante de animales transeúntes en el área protegida. Los transeúntes son en general individuos juveniles o subadultos en dispersión desde sus áreas natales (Kamler y Gipson 2000; Blankenship et al. 2006), pero en ambientes sometidos a disturbios severos (como la sequía experimentada durante este estudio, ver Capítulo 2) usualmente existen también adultos que se convierten en transeúntes, abandonando su territorio y trasladándose por vastas áreas sin un patrón de movimiento predecible (p.e., Ward y Krebs 1985; Norbury et al. 1998). Evidencia sobre la presencia de una importante cantidad de gatos monteses adultos transeúntes en el área fue colectada durante el monitoreo por radiotelemetría (ver Capítulos 5 y 7). De esta manera, las altas densidades de gato montés estimadas en este estudio serían producto no sólo a la población de individuos residentes en el área, sino también a una fracción probablemente importante de individuos transeúntes.

En un estudio de fototrampeo realizado con coyotes (*Canis latrans*), Larrucea et al. (2007) registraron un incremento en la tasa de capturas debido al ingreso en el área de estudio de ejemplares juveniles en dispersión. Estos autores demostraron que un incremento en la tasa de captura acompañado por una caída en la tasa de recapturas podría llevar a una sobreestimación del tamaño poblacional. Este hecho sugeriría tener cautela en cuanto a la representatividad de los valores de densidad obtenidos para Lihué Calel, ya que los mismos podrían estar sobreestimados como consecuencia de la presencia de individuos transeúntes. Por otro lado, de ser esta apreciación acertada, la población no se estaría comportando como una población demográficamente cerrada y, por ende, los modelos de captura – recaptura utilizados podrían no ser válidos en este caso (¿modelos de poblaciones abiertas?). Sin embargo, es poco probable que estos factores hayan sido responsables de las marcadas diferencias observadas entre los dos sitios estudiados, por lo que la magnitud de la diferencia seguramente refleje el verdadero impacto de la actividad ganadera.

Distintos autores (p.e., Johnson y Franklin 1991; Cuéllar et al. 2006; A. Novaro, com. pers.) observaron que el gato montés explota áreas relativamente pequeñas de su territorio por un período relativamente corto de tiempo (de hasta 3 meses), trasladándose luego a otros sectores cercanos o abandonando el área. Este comportamiento también se evidenció en Lihué Calel (ver Capítulo 5), y sugeriría la existencia de áreas de acción inestables y poca fidelidad al sitio por parte de este felino, al menos en las condiciones ambientales registradas durante el estudio. Así, considerando para el muestreo de PN 2006 sólo la misma área que la utilizada en el muestreo de PN 2007-2008 (corrección debida a que el área relevada en el primer muestreo fue casi 2,5 veces mayor al área relevada en el segundo), sólo 3 de los 28 ejemplares identificados en 2006 pudieron ser detectados nuevamente en el área dos años después. Esto indicaría que se produjo un fuerte recambio de individuos en la población local de gatos monteses en el parque nacional.

La alta densidad de un carnívoro en un sitio particular podría ser indicativa de la existencia de muy buenas condiciones de hábitat o podría también implicar que esa área constituye un refugio para individuos sometidos a alta persecución en áreas cercanas (Slough y Mowat 1996). Ambos mecanismos podrían estar involucrados en la alta densidad que se registra en el Parque Nacional Lihué Calel, ya que esta constituye un área relativamente extensa con vegetación natural poco alterada y altas densidades de presa rodeada por una matriz de campos ganaderos donde los felinos son perseguidos y las presas menos abundantes. La tasa de recambio poblacional para especies territoriales en hábitats óptimos suele ser menor que en hábitats subóptimos (Winker et al. 1995; Slough y Mowat 1996), por lo que la alta tasa de recambio observada en este estudio indicaría que las condiciones ambientales no habrían sido óptimas para el gato montés durante el período acontecido entre muestreos. De hecho, el primero de los

muestreos (2006) fue realizado al poco tiempo de iniciada la sequía, en tanto que el segundo (2007 – 2008) se llevó a cabo cuando este fenómeno ya llevaba varios años operando en el área. Altas tasas de recambio de individuos en una población pueden obedecer a distintos factores. Por ejemplo, mientras que poblaciones de gatos domésticos asilvestrados (*Felis catus*) y leopardos (*Panthera pardus*) evidencian altas tasa de recambio debido a la caza furtiva (Genovesi et al. 1995; Balme y Hunter 2004), el mismo patrón ocurre en poblaciones de pumas (*Puma concolor*) y tigres (*Panthera tigris*) debido a altas tasas de emigración e inmigración (Seidensticker et al. 1973; Harihar et al. 2008). La existencia aparente de una importante cantidad de ejemplares transeúntes en el área y el hecho de que ninguno de los 24 gatos monteses equipados con radiocollar en el período 2007 – 2008 hayan permanecido en el área por más de un año y medio (ver Capítulo 5) sugieren que la alta tasa de recambio observada para esta especie en el área habría estado dirigida por las altas tasas de emigración e inmigración.

Por otro lado, la proporción de sexos estimada para el área protegida en ambos períodos de estudio estuvo sesgada hacia las hembras. La mayoría de las especies de pequeños felinos exhiben comportamiento territorial intrasexual, lo que implica la defensa de territorios individuales contra ejemplares del mismo sexo como base de su organización espacial (Sandell 1989). Los machos adultos poseen territorios más amplios que las hembras adultas y, en general, el territorio de un macho se superpone con los territorios de varias hembras (Sunquist y Sunquist 2002). Este patrón es usualmente observado en pequeños felinos y concuerda con la hipótesis de que las hembras establecen sus territorios en función de la disponibilidad de alimento y los machos lo hacen en función de la disponibilidad de alimento y de la disponibilidad de hembras en la época reproductiva (Sandell 1989). Por ese motivo, las poblaciones de felinos poco alteradas exhiben una proporción de sexos sesgada hacia las hembras (p.e., Johnson y Franklin 1991; Sliwa 2004; Di Bitetti et al. 2006). Los tamaños de las áreas de acción observados en el área protegida para machos y hembras durante este estudio (ver Capítulo 5) apoyan esta hipótesis.

Sin embargo, distintos estudios demostraron que la proporción de sexos en muchas poblaciones de mamíferos puede verse afectada por motivos que van desde factores climáticos (Myserud et al. 2000) hasta la densidad poblacional (Kruuk et al. 1999), el estado nutricional de las hembras preñadas (Raedeke et al. 2002) o la cacería (Raedeke et al. 2002). Esta última causa puede tener profundas implicancias en la proporción de sexos en poblaciones de felinos, y los efectos pueden en ocasiones ser más evidentes en un sector de la población. Por ejemplo, Barnhurst (1986) observó para el puma que las distintas clases etarias y sexos exhiben distintos patrones de movimiento, lo que presumiblemente expone a cada grupo a distintos niveles de riesgo a la hora de ser capturados. Otros estudios (p.e., Quinn y Parker 1987; Rolley 1987) señalaron para el lince canadiense (*Lynx canadensis*) y el lince rojo

(*Lynx rufus*) que la vulnerabilidad al trampeo es mayor en los machos, ya que poseen áreas de acción más grandes y, por ende, mayor probabilidad de encuentro con las trampas de los cazadores. Por el contrario, Bailey et al. (1986) observaron que la mayor parte de los linces canadienses cazados para la venta de pieles entre 1977 y 1983 fueron hembras.

Anderson y Lindzey (2005) sugirieron que, conceptualmente, la probabilidad de que una clase etaria o sexo en particular sea mayormente afectada por la caza debería ser el reflejo de su abundancia relativa en la población multiplicada por su vulnerabilidad relativa. Así, la magnitud del efecto de la cosecha selectiva sobre la proporción de sexos dependerá finalmente del grado de cosecha diferencial; mientras más buscado y cazado sea uno de los sexos, mayor será el efecto observado en la población (Skalski et al. 2005). En Lihué Calel, ni la caza de gatos monteses practicada por los pobladores rurales ni la depredación de individuos realizada por los perros de los puesteros parece orientada hacia algún sexo en particular (Gato y Pereira 2005). Sin embargo, la proporción de sexos en la población de gatos monteses en los campos ganaderos parece estar sesgada hacia los machos, aunque esta observación debe tomarse con cautela debido al bajo número de individuos fotografiados. Al menos dos argumentos podrían ayudar a explicar este patrón. Por un lado, en el Capítulo 5 se postuló que las hembras parecen ser más sensibles que los machos a los disturbios de origen ganadero, por lo que sus efectos podrían ser más pronunciados sobre este sexo. De esta forma, una mayor proporción de hembras podría desaparecer de la población por mortalidad o emigración. Por otro lado, y como ocurre usualmente en los mamíferos (Greenwood 1980), estos felinos exhiben un sistema poligínico de reproducción que implica la dispersión natal por parte de los machos y filopatría por parte de las hembras. A raíz de ello, es esperable que la inmigración a los campos ganaderos esté dominada por gatos monteses machos, ya sean estos individuos intentando establecerse en el área o individuos en tránsito hacia otras áreas. En definitiva, la remoción de individuos a través de la caza reduciría la densidad de la población, al tiempo que la mayor emigración o mortalidad de las hembras y la mayor inmigración de machos sesgaría la proporción de sexos en los campos ganaderos hacia los machos.

Los valores de densidad obtenidos para el gato montés en el área protegida durante el presente estudio son considerablemente superiores a los obtenidos con el mismo método para la especie por Cuéllar et al. (2006), quienes trabajaron en áreas con distintos usos de la tierra (entre ellos manejo ganadero) en el Chaco boliviano. Estos autores estimaron densidades de hasta 119.6 ± 61.8 individuos/100 km² (considerando ½ de PDMR), aunque sugirieron que esos valores podrían estar sobreestimados como consecuencia de la escasa superficie relevada. De cualquier manera, y a diferencia de lo observado en el presente estudio, Cuéllar et al. (2006) hallaron mayores abundancias de gato montés en áreas sometidas a manejo ganadero que en áreas sin cacería y sin ganado. Sin

embargo, uno de los factores causales de esta diferencia podría ser la composición del ensamble regional de carnívoros y sus distintas abundancias. En contraposición a lo observado en Lihué Calel, donde el gato montés es el felino más abundante (Pereira et al. 2008), en el Chaco boliviano el gato montés es la cuarta especie de felino en orden decreciente de abundancia detrás del ocelote (*Leopardus pardalis*), el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (Cuéllar et al. 2006). Esto podría estar limitando la abundancia poblacional del gato montés en esas áreas, ya sea por competencia por el alimento o por mortalidad intragremio (Palomares y Caro 1995; Donadío y Buskirk 2006), hecho que ha sido reportado en varios ensambles de carnívoros bien estudiados (p.e., Linnell y Strand 2000; Caro y Stoner 2003). Por otro lado, las diferencias observadas con este estudio pueden ser también producto de cuestiones biogeográficas, ya que Cuéllar et al. (2006) trabajaron en un área cercana al extremo norte de distribución del gato montés, y en general las especies suelen presentar menores abundancias poblacionales en sus límites de distribución (Brown et al. 1995; Swihart et al. 2006).

Los resultados obtenidos sugieren que existe una respuesta numérica por parte del gato montés al manejo ganadero, evidenciada en una declinación cercana al 50% en su densidad poblacional y en una alteración de la proporción de sexos en la población adulta. Este cambio en la estructura poblacional, inducido por la caza y por los efectos del manejo ganadero sobre el hábitat y la base de presas, podría afectar fuertemente la dinámica de la subpoblación presente en los campos ganaderos. A fin de reconocer que procesos contribuyen en mayor medida a este cambio numérico, en el siguiente capítulo se aborda el efecto que el manejo ganadero tiene sobre la supervivencia, reproducción y emigración, tres parámetros demográficos clave que pueden brindar información crítica para diseñar estrategias de conservación o planes de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALTRICHTER, M. 2006. Wildlife in the life of local people of the semi-arid Argentine Chaco. *Biodiversity and Conservation* 15:2719–2736
- ANDERSON, C. Y F. LINDZEY. 2005. Experimental evaluation of population trend and harvest composition in a Wyoming cougar population. *Wildlife Society Bulletin* 33:179–188
- AVENANT, N. Y J. NEL. 1998. Home range use, activity and density of caracal in relation to prey density. *African Journal of Ecology* 36:347–359
- BAILEY, T., E. BANGS, M. PORTNER, J. MALLOY Y R. MCAVINCHY. 1986. An apparent overexploited lynx population on the Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 50:279–289
- BALME, G Y L. HUNTER. 2004. Mortality in a protected leopard population, Phinda Private Game Reserve, South Africa: A population in decline? *Ecological Journal* 6:1–6

- BARNHURST, D. 1986. Vulnerability of cougars to hunting. PhD thesis, Utah State University, Logan, USA.
- BLANKENSHIP, T., A. HAINES, M. TEWES Y N. SILVY. 2006. Comparing survival and cause-specific mortality between resident and transient bobcats *Lynx rufus*. *Wildlife Biology* 12:297–303
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH Y F. JELTSCH. 2007A. Land use affects rodent communities in Kalahari savannah rangelands. *African Journal of Ecology* 45:189–195
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH, A. POPP Y F. JELTSCH. 2007B. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. *Acta Oecologica* 31:86–92
- BLAUM, N., E. ROSSMANITH, M. SCHWAGER Y F. JELTSCH. 2007C. Responses of mammalian carnivores to land use in arid savanna rangelands. *Basic and Applied Ecology* 8:552–564
- BLAUM, N., B. TIETJEN Y E. ROSSMANITH. 2009. Impact of livestock husbandry on small- and medium-sized carnivores in Kalahari savannah rangelands. *Journal of Wildlife Management* 73:60–67
- BROWN, J., D. MEHLMAN Y G. STEVENS. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology* 76:2028–2043
- CANEPUCCIA, A., A. FARÍAS, A. ESCALANTE, O. IRIBARNE, A. NOVARO Y J. ISACCH. 2008. Differential responses of marsh predators to rainfall-induced habitat loss and subsequent variations in prey availability. *Canadian Journal of Zoology* 86:407–418
- CARBONE, C. Y J. GITTLEMAN. 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295:2273–2276
- CARO, T. Y C. STONER. 2003. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation* 110:67–75
- CASTILLO, D., E. LUENGOS VIDAL, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2008. First report on the Geoffroy's cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat News* 49:27–28
- CUELLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies in Neotropical Fauna and Environment* 41:169–177
- CUTTLER, T. Y D. SWANN. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 25:571–581
- DI BITETTI, M., A. PAVIOLO Y C. DE ANGELO. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology (London)* 270:153–163
- DI BITETTI, M., A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a Neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189–200
- DILLON, A. Y M. KELLY. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41:469–477
- DONADIO, E. Y S. BUSKIRK. 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist* 167:524–536
- DUNSTONE, N., L. DURBIN, I. WYLLIE, R. FREER, G. ACOSTA JAMETT, M. MAZZOLLI Y S. ROSE. 2002. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod in southern Chile. *Journal of Zoology* 257:1–11
- GATO, M. Y J. PEREIRA. 2005. Interacción carnívoros – pobladores rurales en los alrededores del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. Implicancias de conservación y manejo. XX Jornadas Argentinas de Mastozoología (SAREM), Ciudad de Buenos Aires.

- GENOVESI, P., M. BESA Y S. TOSO. 1995. Ecology of a feral cat *Felis catus* population in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 1:233–237
- GREENWOOD, P. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28:1140–1162
- HARIHAR, A., B. PANDAV Y S. GOYAL. 2008. Responses of tiger (*Panthera tigris*) and their prey to removal of anthropogenic influences in Rajaji National Park, India. *European Journal of Wildlife Research* 55:97–105
- HEILBRUN, R., N. SILVY, M. PETERSON Y M. TEWES. 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin* 34:69–73
- HILTY, J. Y A. MERENLENDER. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18:126–135
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72:815–820
- KAMLER, J. Y P. GIPSON. 2000. Home range, habitat selection, and survival of bobcats *Lynx rufus* in a prairie ecosystem in Kansas. *Canadian Field Naturalist* 114:388–394
- KARANTH, K., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71:333–338
- KARANTH, K. Y J. NICHOLS. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852–2862
- KARANTH, K. Y J. NICHOLS. 2002. Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia. Bangalore, Centre for Wildlife Studies.
- KELLY, M., A. NOSS, M. DI BITETTI, L. MAFFEI, R. ARISPE, A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408–418
- KRUUK, E., T. CLUTTON-BROCK, S. ALBON, J. PEMBERTON Y F. GUINNESS. 1999. Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature* 399:459–461
- LARRUCEA, E., P. BRUSSARD, M. JAEGER Y R. BARRETT. 2007. Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management* 71:1682–1689
- LINNELL, J. Y O. STRAND. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distribution* 6:169–176
- MAFFEI, L. Y A. NOSS 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40:71–75
- MAFFEI, L., E. CUELLAR Y A. NOSS. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology (London)* 262:295–304
- MAFFEI, L., A. NOSS, E. CUELLAR Y D. RUMIZ. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:349–353
- MANFREDI, C., L. SOLER, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2006. Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology* 268:381–387
- MYSTERUD, A., N. YOCCOZ, N. STENSETH Y R. LANGVATN. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology* 69:959–974
- NICHOLS, J. 1992. Capture recapture models: using market animals to study population dynamics. *BioScience* 42:94–102

- NORBURY, G., D. NORBURY Y R. HEYWARD. 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62:45–58
- NOVARO, A., M. FUNES Y S. WALKER. 2005. An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology* 42:910–920
- OTIS, D., K. BURHNAM, C. WHITE Y D. ANDERSON. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal population. *Wildlife Monograph* 62:1–135
- PALOMARES, F. Y T. CARO. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153:492–508
- PAVIOLO, A., C. DE ANGELO, Y. DI BLANCO Y M. DI BITETTI. 2008. Jaguar population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42:554–561
- PEREIRA, J., D. VARELA Y L. RAFFO. 2005. Relevamiento de los felinos silvestres en la región del Parque Nacional Pre-Delta, Entre Ríos. *FACENA* 21:69–77
- PEREIRA, J., M. DI BITETTI, N. FRACASSI, A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Estimación de la abundancia de los pequeños felinos silvestres del Parque Nacional Lihué Calel y alrededores, La Pampa. Información de base para la instauración de un programa de monitoreo poblacional de los felinos silvestres. Informe final de proyecto, Buenos Aires, Argentina, 19 pp.
- PEROVIC, P. Y J. PEREIRA. 2006. Felidae. Pp. 93–100 en: BARQUEZ, R., M. DÍAZ Y R. OJEDA (Eds.). Mamíferos de la Argentina. Sistemática y distribución. SAREM, Tucumán.
- PULLIAM, H. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652–661
- PURVIS, A., J. GITTLEMAN, G. COWLISHAW Y G. MACE. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 267:1947–1952
- QUINN, N. Y G. PARKER. 1987. Lynx. Pp. 682–685 en NOWAK, M., J. BAKER, M. OBBARD Y B. MALLOCH (Eds.). Wild furbearer management and conservation in North America. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Canada.
- RAEDEKE, K., J. MILLSAUGH Y P. CLARK. 2002. Population characteristics. Pp. 449–491 en: TOWEILL, D. Y J. THOMAS (Eds.). North American elk: ecology and management. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- RANDA, L. Y J. YUNGER. 2006. Carnivore occurrence along an urban–rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87:1154–1164
- REXSTAD, E. Y K. BURNHAM. 1991. User’s guide for interactive program CAPTURE: abundance estimation of closed animal populations. Fort Collins, Colorado State University.
- ROLLEY, R. 1987. Bobcat. Pp. 671–681 en NOWAK, M., J. BAKER, M. OBBARD Y B. MALLOCH (Eds.). Wild furbearer management and conservation in North America. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Canada.
- SANDELL, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. Pp. 164–182 en: GITTLEMAN, J. (Ed.). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell Univ. Press, Ithaca, NY.
- SEIDENSTICKER, J., M. HORNOCKER, W. WILES Y J. MESSICK. 1973. Mountain lion social organization in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographs* 35:1–60
- SHIVIK, J. 2006. Tools for the edge: what’s new for conserving carnivores. *Bioscience* 56:253–259
- SILVER, S., L. OSTRO, L. MARSH, L. MAFFEI, A. NOSS, M. KELLY, R. WALLACE, H. GOMEZ Y G. AYALA. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148–154

- SKALSKI, J., K. RYDING Y J. MILLSPAUGH. 2005. Wildlife demography. Analysis of sex, age, and count data. Primera Edición, Elsevier Inc.
- SLIWA, A. 2004. Home range size and social organisation of black-footed cats (*Felis nigripes*). *Mammalian Biology* 69:96–107
- SLOUGH, B. Y G. MOWAT. 1996. Lynx population dynamics in an untrapped refugium. *Journal of Wildlife Management* 60:946–961
- SOISALO, M. Y M. CAVALCANTI. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using cameratraps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129:487–496
- STAHL, P. Y J. VANDEL. 1988. Distribution of the lynx in the French Alps. *Hystrix* 10:3–15
- SUNQUIST, M. Y F. SUNQUIST. 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press, Chicago, USA. 452 pp.
- SWIHART, R., J. LUSK, J. DUCHAMP, C. RIZKALLA Y J. MOORE. 2006. The role of landscape context, niche breadth, and range boundaries in predicting species responses to habitat alteration. *Diversity and Distributions* 12:277–287
- TEWES, M. 1986. Ecological and behavioral correlates of ocelot spatial patterns. PhD thesis, University of Idaho.
- TROLLE, M. Y M. KERY. 2003. Density estimation of ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Brazilian Pantanal using capture–recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 66:13–21
- TROLLE, M. Y N. KERY. 2005. Camera-trap study of ocelots and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69:3–4
- VILELA, A., M. BOLKOVIC, P. CARMANCAHI, M. CONY, D. DE LAMO Y D. WASSNER. 2009. Past, present and potential uses of native flora and wildlife of the Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 73:238–243
- WALLACE, R., H. GOMEZ, G. AYALA Y F. ESPINOZA. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10:5–11
- WARD, R. Y C. KREBS. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824
- WEGGE, P., C. POKHERAL Y S. JNAWALI. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7:251–256
- WHITE, G., D. ANDERSON, K. BURNHAM Y D. OTIS. 1982. Capture–recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory LA-8787-NERP, 165pp.
- WILSON, K. Y D. ANDERSON. 1985. Evaluation of a nested grid approach for estimating density. *Journal of Wildlife Management* 49:675–678
- WINKER, K., J. RAPPOLE Y M. RAMOS. 1995. The use of movement data as an assay of habitat quality. *Oecologia* 101:211–216

EFFECTOS DEL MANEJO GANADERO Y DISTURBIOS ASOCIADOS SOBRE LA SUPERVIVENCIA, REPRODUCCIÓN Y EMIGRACIÓN DEL GATO MONTÉS

El tamaño actual de cualquier población en el medio silvestre es función de su abundancia en el pasado y de los cuatro procesos demográficos que operan en el presente: supervivencia, productividad, inmigración y emigración (Begon et al. 2006). Por ello, la cuantificación de los parámetros demográficos de una especie es un paso fundamental para entender su estrategia de historia de vida (Ricklefs et al. 1983) y planificar adecuadamente su conservación y/o manejo (Lebreton et al. 1992; Kelly et al. 1998). Mientras que un cambio en alguno de estos componentes puede traducirse en una respuesta numérica, un cambio en la densidad por si solo no permite realizar afirmaciones sobre los mecanismos demográficos causales de esa respuesta. La literatura científica provee numerosos ejemplos de cambios en la densidad debido a perturbaciones ambientales (p.e., Poole 1994; Norbury et al. 1998; Edwards et al. 2001), pero los efectos demográficos subyacentes tras una respuesta numérica han sido escasamente explorados. Esto puede deberse a que las respuestas numéricas son relativamente sencillas de detectar en comparación con las respuestas demográficas, ya que el estudio de las últimas requiere de trabajos de campo más intensivos y en general de mediano o largo plazo (Kelly et al. 1998).

Tres componentes demográficos clave en una población son la tasa de supervivencia, la tasa de fecundidad y la tasa de emigración, y diversos mecanismos pueden afectar a estos procesos en una u otra forma. Por ejemplo, la depredación de adultos o crías repercute de manera diferente en la tasa de incremento de la población, en tanto que la fragmentación del paisaje puede disminuir las chances de encuentro entre sexos en la época reproductiva y alterar la tasa de fecundidad (Cooper y Walters 2002; Brooker y Brooker 2003). La disminución en la disponibilidad de alimento puede traducirse en cambios tanto en la supervivencia como en la fecundidad (White y Ralls 1993; Andrén 1994) y pasado un determinado umbral puede afectar fuertemente la tasa de emigración (Ward y Krebs 1985; Slough y Mowat 1996). Para el caso de los carnívoros, la supervivencia fuera de las áreas protegidas está determinada en gran medida por la mortalidad inducida por las actividades humanas (Jedrzejewski et al. 1996; Lambert et al. 2006), en tanto que la calidad del hábitat es uno de los factores con mayor

efecto sobre la tasa reproductiva y la tasa de emigración (Howard 1960; Bronson 1989; Zedrosser et al. 2006).

Hasta el momento no se han realizado estudios demográficos en poblaciones de gato montés, existiendo sólo información anecdótica sobre causas de mortalidad o tamaño de camada. En cuanto al aspecto reproductivo comportamental, Foreman (1997) realizó un exhaustivo estudio basado en ejemplares en cautiverio. Sin embargo, algunos autores han hallado para varias especies diferencias en estos parámetros entre ejemplares cautivos y silvestres, e incluso entre distintas poblaciones de una misma especie (p.e., Kerley et al. 2003), por lo que la información obtenida por Foreman (1997) podría no ser extrapolable al gato montés en el medio silvestre. Dada la carencia de estudios sobre este carnívoro, se desconoce cuál es el efecto de la actividad ganadera y la presencia antrópica sobre su demografía.

En el presente capítulo se describen los efectos del manejo ganadero y sus disturbios asociados sobre la supervivencia, la reproducción y el patrón de emigración del gato montés, a través de un enfoque comparativo entre el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos sometidos a manejo ganadero (CG) en el desierto del Monte. Los objetivos particulares en ambas áreas fueron: (1) cuantificar la tasa de supervivencia anual de ejemplares adultos de gato montés monitoreados por radiotelemetría; (2) cuantificar el tamaño medio de camada; (3) estimar las tasas de emigración; y (4) describir las características de los movimientos emigratorios (dirección, distancia, momento del año) desde las subpoblaciones estudiadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de los parámetros demográficos del gato montés se realizó entre 2000 y 2009, en base a los 35 ejemplares (23 en PN y 12 en CG) capturados y equipados con radiocollar para el estudio de la ecología espacial y otros ejemplares no instrumentados. Los procedimientos de captura y anestesia, equipo utilizado y métodos de monitoreo se detallan en el Capítulo 5. Las características de las áreas de estudio y las disponibilidades de presas en ambas se detallan en los Capítulos 2 y 3, respectivamente.

SUPERVIVENCIA. Los animales provistos con radiocollar con sensor de mortalidad fueron monitoreados al menos 3 veces al mes para constatar su estado en base al tipo de señal emitida por el transmisor (vivo – muerto). El análisis de supervivencia se realizó para cada sitio (PN y CG) considerando al conjunto de la muestra equipada con radiocollar, ya que la disgregación por sexos o edades se vio imposibilitada

por el escaso número de animales monitoreados de cada clase. Las tasas de supervivencia (y sus intervalos de confianza al 95%) fueron calculadas utilizando el diseño de ingreso progresivo, una modificación del estimador no paramétrico de Kaplan-Meier (Pollock et al. 1989; Murray 2006). Estas estimaciones son esencialmente cálculos empíricos del cambio del riesgo de mortalidad de la población a lo largo del tiempo, basados en las fechas en que cada individuo ingresó al estudio (el día de su captura) y egresó del mismo, ya sea por su muerte o “censura” (Pollock et al. 1989). Un animal fue censurado del análisis cuando emigró >40 km del área de estudio o no pudo ser localizado (p.e., falla del transmisor) por al menos 2 semanas (White y Garrott 1990). Los individuos monitoreados que emigraron (ver más adelante) y se establecieron o murieron en campos ganaderos cercanos (<40 km del área de estudio) fueron considerados para el análisis junto con los residentes de los campos ganaderos estudiados. Ese límite de distancia fue fijado porque las características ambientales y de manejo de esos establecimientos fueron similares a las de los campos ganaderos estudiados (ver Capítulo 2). Debido a las distintas condiciones ambientales registradas entre años a lo largo del estudio, los individuos monitoreados durante la sequía severa de 2003 y aquellos monitoreados durante el período 2007–2008 fueron tratados por separado. La comparación de las tasas de supervivencia (basadas en intervalos mensuales) entre el área protegida y los campos ganaderos se realizó mediante una prueba de rangos logarítmicos (“log-rank test”; Pollock et al. 1989), considerando un α de 0,05.

A fin de cumplir con los supuestos del método (Pollock et al. 1989; Murray 2006) se asumió que (1) los animales equipados con radiocollar constituyeron una muestra tomada al azar de la población, (2) los tiempos de supervivencia fueron independientes entre individuos, (3) los transmisores no afectaron los tiempos de supervivencia, (4) la fecha de ingreso al estudio de cada animal fue conocida con precisión, y (5) los animales que ingresaron al principio del estudio exhibieron la misma función de supervivencia que los que se incorporan con posterioridad. Por otro lado, Pollock et al. (1989) sugirieron que más de 20 animales deben ser monitoreados en cada período del estudio para alcanzar una precisión aceptable, en tanto que Murray (2006) demostró que este tamaño es fuertemente dependiente de las diferencias en el riesgo de mortalidad entre grupos. Dado el bajo número de animales monitoreados en ambas áreas durante este estudio, los resultados deben ser considerados como poco precisos y evaluados con precaución.

CAUSAS DE MORTALIDAD. Cuando un individuo fue identificado como muerto por la señal de su radiocollar, se recuperó su carcasa y se determinó la causa de muerte a partir de observaciones in situ y la inspección externa de la carcasa. Se utilizaron como caracteres diagnósticos las evidencias físicas externas (condición, existencia de heridas, etc.) e internas (características de los órganos, heridas

internas), el sitio de muerte (cercanía a puestos con perros, cercanía a caminos o rutas, etc.) y, cuando estuvo disponible, los datos brindados por puesteros u otros informantes. Cuando no se hallaron evidencias para determinar la causa por esos medios, la carcasa fue sometida a necropsia y los tejidos fueron enviados para su análisis al Departamento de Patología de Wildlife Conservation Society (Nueva York, Estados Unidos). Para los casos de muerte por depredación se intentó determinar la especie responsable (puma o perro) a partir del examen de la carcasa (marcas de dientes, sectores del cuerpo consumidos, etc.) y la inspección del sitio de muerte (huellas, heces, etc.). Las causas de muerte se agruparon según cinco categorías: (1) atropellamiento vehicular (posible tanto en el área protegida como en los campos ganaderos); (2) caza por pobladores rurales (con armas o trampas, en general de gatos silvestres que depredan animales domésticos); (3) depredación por perros (si bien este motivo puede también ser considerado como caza por pobladores rurales, los perros no son utilizados específicamente para la captura de felinos, por lo que los eventos de mortalidad no son dirigidos por los puesteros y ocurren incluso cuando los perros salen solos a recorrer el campo. Esto justificaría su separación como causa de mortalidad respecto de la anterior); (4) depredación por puma; (5) inanición prolongada (animales sometidos a necropsia cuyo estado corporal reveló inanición progresiva y muerte por emaciación. Algunos de estos animales presentaron además altas cargas endoparasitarias, las que pueden desarrollarse de manera oportunista en animales debilitados y contribuir a la pérdida de condición física por interferencia en el proceso digestivo); y (6) no determinada (el animal fue ciertamente encontrado muerto pero no se pudo determinar la causa).

Cuando un animal emigró del área de estudio su seguimiento se realizó mediante telemetría desde un avión (ver más adelante), intentando detectar si su emigración finalizó con su muerte o con su establecimiento en una nueva área. Así, la causa de muerte pudo ser determinada en varios casos aunque esta no haya tenido lugar ni en el área protegida ni en los campos ganaderos estudiados. Si bien las causas de muerte pueden ser las mismas que para los individuos no emigrantes, estos animales se tratan por separado debido a su situación particular.

Por otro lado, el esfuerzo de caza de gato montés por parte de los puesteros parece haberse incrementado en los últimos años, debido a que el mercado de pieles de esta especie comenzó nuevamente a movilizarse en la región (J. Pereira, obs. pers.). Dada la ilegalidad de esta actividad, muchos puesteros son reacios a informar la captura de felinos silvestres. En este marco, varios de los animales monitoreados desaparecieron durante su residencia en el área de estudio o recién iniciada su emigración y no pudieron ser localizados. Pese a que no puede descartarse que algunos transmisores hayan fallado (aunque todos ellos estaban dentro de la mitad de su período de vida útil y ninguno mostró evidencias de falla previa), es posible que algunos animales hayan sido cazados y sus

transmisores destruidos, según lo indicado por puesteros que actuaron como informantes en este estudio y como fue reportado también en otros estudios (p.e., Conroy et al. 1989; Balme y Hunter 2004; Andrén et al. 2006). Este hecho sugeriría que la frecuencia de caza por pobladores rurales podría estar subestimada.

A fin de estimar el impacto de cada factor de mortalidad, se calcularon para ambos sitios las tasas de mortalidad para cada causa específica utilizando el estimador de Mayfield (Heisey y Fuller 1985). Este método asume que (1) todos los individuos que se analizan tienen las mismas probabilidades de mortalidad y supervivencia, (2) la fecha de muerte de cada individuo se conoce con precisión, y (3) el período estudiado se subdivide en “intervalos” en los cuales las tasas de supervivencia diaria y de mortalidad por cada causa específica permanecen constantes (Heisey y Fuller 1985). En función del punto 3, el período de estudio (1 año) se dividió en dos intervalos (mayo–octubre y noviembre–abril) debido a las diferencias climatológicas y de disponibilidad de presas entre ellos (ver Capítulos 2 y 3). Se consideraron para este análisis solamente a los animales monitoreados en 2007 – 2008 y para el caso de los emigrantes se siguió el mismo criterio empleado para calcular las tasas de supervivencia. Los animales cuya señal se perdió o aquellos que emigraron del área >40 km fueron censurados, pero su presencia en el área hasta su fecha su censura fue incluida en el análisis considerando la cantidad de días que estuvieron presentes en cada intervalo. Las tasas para cada intervalo y la tasa anual para cada área fueron calculadas agrupando los datos entre años (Fuller et al. 1985; Nielsen y Woolf 2002; Haines et al. 2005).

Por otro lado, entre diciembre de 2000 y enero de 2009 se registraron también las causas de muerte de otros gatos monteses no equipados con radiocollar hallados ocasionalmente muertos o reportados por informantes (guardaparques, puesteros, turistas). Este relevamiento permitió complementar la información recabada sobre causas de muerte en la especie. Sin embargo, debido a la naturaleza de este método, la comparación entre sitios no es aconsejable debido a que las distintas causas de mortalidad son diferencialmente detectadas. Por ejemplo, un animal atropellado en la ruta es más fácilmente detectado que un animal muerto por una enfermedad o por inanición, ya que estos últimos tienden a refugiarse en matas de vegetación espesa antes de morir (J. Pereira, obs. pers.). Este sesgo impide una comparación entre sitios e incluso entre causas dentro de un mismo sitio. Sin embargo, la información resulta un buen complemento para valorar el impacto de algunas fuentes de mortalidad (p.e., caza).

PARÁMETROS REPRODUCTIVOS. De acuerdo con otros estudios (p.e., Hebblewhite et al. 2003; Olson y Lindzey 2002; Novaro et al. 2005), la estimación de parámetros reproductivos se realizó considerando

tanto a las hembras equipadas con radiocollar como a hembras no equipadas, debido a la escasa cantidad de individuos de este sexo que pudieron ser monitoreados. El tamaño medio de camada se calculó a partir de múltiples fuentes de información. En primer término, el seguimiento de hembras adultas con radiocollar (Lindzey et al. 1994; Poole 1994; Mowat et al. 1996; Palomares et al. 2005). La detección de una hembra con radiocollar por varios días en el mismo sitio o su regreso frecuente a un sitio particular (“denning behaviour”) fue considerado como un indicio de presencia de crías. En esos casos se intentó localizar la camada, procurando disturbar lo menos posible las proximidades del sitio para evitar el stress de la hembra. Por el contrario, cuando una hembra no mostró ese comportamiento se asumió que no presentó actividad reproductiva (Thompson y Colgan 1987; Mowat et al. 1996; Slough y Mowat 1996). Esas hembras pueden no haber quedado preñadas o pueden haber perdido las crías antes del parto o muy temprano durante la lactancia. En segundo lugar, se realizó una revisión exhaustiva de sitios potenciales para parir y criar cachorros (Palomares et al. 2005), ya sean estos sitios conocidos utilizados previamente por otras hembras o estructuras aptas para ello según las características de sitios conocidos (troncos huecos, cuevas rocosas, etc.). Una vez localizada una camada, se contó el número de crías y se constató su estado corporal, sin manipularlas para evitar la posibilidad de que sean posteriormente rechazadas por la hembra. En tercer lugar, se constató la presencia de fetos o cicatrices placentarias en carcasas de hembras sometidas a necropsia (Bernard y Stuart 1987; Quinn y Thompson 1987; Mowat et al. 1996), ya sea que estas estuvieran o no equipadas con radiocollar. Pese a que distintos autores observaron que este método puede sobreestimar (Gashwiler et al. 1961; Lindstrom 1981) o subestimar (Elder 1952) el tamaño de camada en carnívoros, esta información resulta particularmente útil cuando es difícil hallar crías in situ. Finalmente, se consideraron también los registros aportados por pobladores rurales cuando la veracidad de la información pudo ser corroborada con otros datos (p.e., sitio de observación, características de la madriguera, comportamiento de la madre y las crías, etc.). Las encuestas constituyen una forma útil y rápida de obtener información demográfica precisa (Gros et al. 1996; Schmidt et al. 2007).

Los métodos reseñados permiten contabilizar el tamaño de camada al momento de su observación, pero no aseguran que ese haya sido el tamaño de camada al momento del nacimiento (Kelly et al. 1998). En este sentido, la mortalidad en los primeros meses de vida es altamente variable entre especies de carnívoros; por ejemplo, 89% en los 4 primeros meses para las crías de cheetah (*Acinonyx jubatus*; Laureson 1994), >65% en los 6 primeros meses (en época de baja densidad de presas) para crías de lince canadiense (*Lynx canadensis*; Brand y Keith 1979) y 9% en los primeros 40 días para las crías de coyote (*Canis latrans*; Nellis y Keith 1976). Dado que no existen antecedentes sobre la supervivencia de crías de gato montés en el medio silvestre, los valores que se presentan para

este parámetro pueden estar subestimados. Por otro lado, dado que se usaron distintas fuentes de información para calcular este parámetro, no se realizaron comparaciones estadísticas entre ambos sitios.

La estacionalidad de la reproducción fue examinada a partir de la información de hembras con cría, la presencia de individuos juveniles de corta edad, la condición reproductiva externa de los individuos sometidos a necropsia (hembras lactantes con mamas prominentes) o el examen histológico de los tractos reproductivos extraídos durante las necropsias. Esta información se complementó con datos brindados por pobladores rurales o guardaparques, siempre que la exactitud de la información pudo ser corroborada.

EMIGRACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO. La emigración fue definida como el alejamiento sin retorno en >8 km del borde del área de acción mantenida previamente por un animal residente o del sitio de captura para un animal transeunte. Esa distancia fue seleccionada porque representa casi el doble del ancho del área de acción más ancha estimada en este estudio (OG 37) y porque nunca se observó a un gato montés realizando movimientos exploratorios de más de 1,8 km. Cuando un animal monitoreado (residente o transeunte) fue detectado abandonando el área o no pudo ser hallado en su área de acción habitual, se realizó su búsqueda con un vehículo equipado con una antena omnidireccional o mediante telemetría desde un avión. En el segundo caso se utilizó un Cessna 182 de ala alta y el rastreo se realizó desde una altura de vuelo de 800–1200 m a una velocidad de 210 km/h. La distancia máxima de detección de la señal desde el aire fue de aprox. 15 km. Debido a la autonomía de vuelo del avión, sólo pudo realizarse la búsqueda intensiva de los animales perdidos en un área circular de aproximadamente 45 km de radio con centro en el área de estudio. Una vez que se detectó la señal del animal buscado, se siguió el método indicado en White y Garrott (1990) y Kenward (2001) para identificar su posición, la que fue registrada con un GPS Garmin E-Trex Legend. Posteriormente, y cuando fue posible, se ratificó dicha posición desde tierra, triangulando al animal con el método convencional.

Un individuo fue considerado emigrante cuando fue detectado al inicio, durante, o al final de su emigración, ya sea por su hallazgo mediante telemetría o por el aviso de pobladores que devolvieron el collar tras matar al animal. Por el contrario, cuando el contacto con un individuo se perdió y este no fue registrado en ninguna de las fases de su emigración se asumió falla del transmisor y se lo censuró del análisis. La distancia final de emigración fue considerada como la distancia en línea recta desde el sitio de captura (transeuntes) o desde el centro del área de acción (residentes) hasta el sitio del último contacto o el centro del área de acción post-emigración. Dado que varios de los ejemplares fueron muertos por puesteros durante su emigración, estas distancias deben ser consideradas mínimas. Cuando

la fecha exacta de inicio de la emigración no pudo ser establecida, esta se estimó como el punto intermedio entre la fecha de la última localización en el área de estudio y la fecha de su hallazgo ya sea vía telemetría o por datos brindados por el poblador que lo observó. Las distancias de emigración entre individuos monitoreados en PN y CG fueron comparadas mediante una prueba de Mann-Whitney.

La tasa de emigración de individuos equipados con radiocollar fue calculada de manera análoga a la tasa de supervivencia (Pollock et al. 1989) pero considerando la emigración de los individuos en lugar de su muerte (Arthur et al. 1993; Poole 1997). La tasa calculada con este método es equivalente a la tasa de residencia pre-emigración o la probabilidad de que un individuo no haya emigrado hasta una fecha determinada. Por ende, la probabilidad de emigración está dada por 1 menos la tasa de residencia pre-emigración (Poole 1997). La diferencia en las tasas entre sitios fue examinada con una prueba de rangos logarítmicos para obtener los estadísticos χ^2 aproximados (Pollock et al. 1989; Poole 1997).

RESULTADOS

SUPERVIVENCIA. Trece individuos en PN y 12 en CG (3 de ellos dispersantes desde PN) fueron monitoreados por entre 1 y 19 meses, hasta el final del estudio (Octubre de 2008). En PN, 2 individuos murieron (15,4% de la muestra) y 11 fueron censurados del análisis (84,6%), en tanto que en CG 7 murieron (58,3%), 4 fueron censurados (33,3%) y sólo 1 (8,3%) sobrevivió hasta el final del estudio. La tasa anual de supervivencia (S) de gatos monteses estimada para PN ($S = 0,769$; IC 95% = 0,351 – 1,187) fue mayor que la estimada para CG ($S = 0,450$; IC 95% = 0,183 – 0,717; Figura 7.1a), pero las diferencias entre áreas no fueron significativas ($\chi^2 = 2,36$; $P = 0,124$).

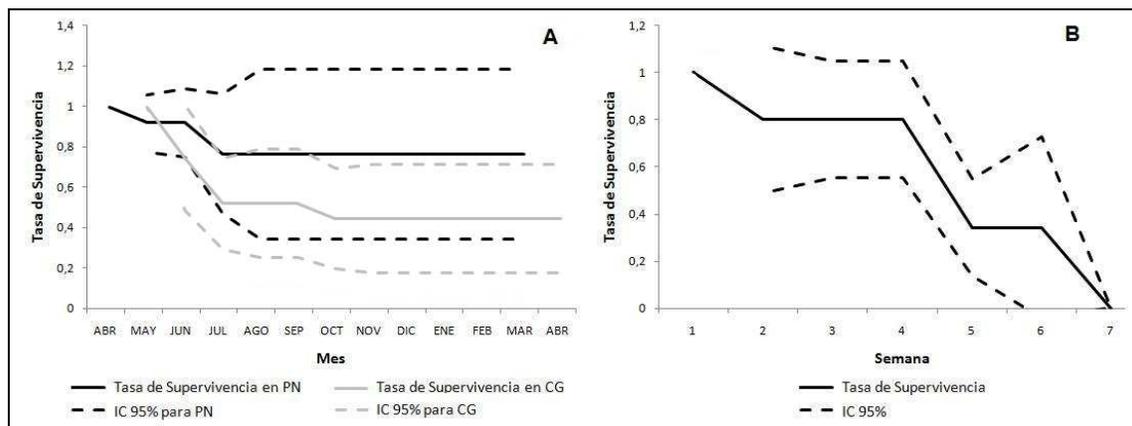


Figura 7.1. Tasa de supervivencia (A) anual durante 2007 – 2008 y (B) semanal durante la sequía severa de 2003 para gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calef (PN) y establecimientos ganaderos (CG) aldeaños, La Pampa. Las tasas e intervalos de confianza (IC 95%) están basados en el método de Kaplan-Meier.

De los 10 individuos equipados con radiocollar durante la sequía severa de 2003, 8 murieron dentro de los 60 días de haber sido capturados y los 2 restantes fueron censurados del análisis. Como resultado, ningún individuo marcado estuvo presente en el área de estudio finalizado el invierno (Figura 7.1b).

CAUSAS DE MORTALIDAD. El 54% de los ejemplares equipados con collar (19 de 35) fue hallado muerto durante el transcurso del estudio, y en 17 casos pudo determinarse correctamente la causa de muerte. La mortalidad en PN estuvo siempre asociada a causas naturales (ya sea depredación por puma o inanición prolongada), en tanto que la mayor parte de las muertes en CG fue atribuida a inanición prolongada y un caso a depredación por perros (Tablas 7.1 y 7.2). Los 8 eventos detectados de mortalidad de individuos emigrantes ocurrieron en campos ganaderos; 5 de ellos fueron por caza por pobladores rurales y uno fue por atropello (Tabla 7.1).

Causa de muerte	Residentes		Emigrantes
	PN	CG	
Depredación por puma	3		
Inanición prolongada	2	4	1
Caza por pobladores			5
Depredación por perros		1	
Atropello vehicular			1
No determinada		1	1
TOTALES	5	6	8

Tabla 7.1. Causas de mortalidad de gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calel (PN) y campos ganaderos aledaños (CG), La Pampa. Se discrimina entre individuos “Residentes” y aquellos que murieron fuera del área de estudio (en todos los casos en campos ganaderos) durante su emigración (“Emigrantes”).

Todos los eventos de mortalidad estuvieron concentrados entre fines de mayo y noviembre, con pico en los meses de junio (6) y julio (5) (Figura 7.2). Sin embargo, 6 de esos 11 eventos tuvieron lugar en el invierno de 2003, el año más seco del estudio (4 por inanición, 1 por depredación por puma y 1 por caza). Las otras muertes por inanición prolongada también ocurrieron durante meses fríos en años secos (1 a fines de mayo de 2003, 1 en junio de 2007 y 1 en julio de 2007).

Intervalo ^A	Días en el intervalo	Parque Nacional			Campos Ganaderos		
		Transmisores día ^B	Causa de muerte	Tasa (Nro. de muertes)	Transmisores día ^B	Causa de muerte	Tasa (Nro. de muertes)
MAY – OCT	184	615	Natural	0,451 (2)	1584	Natural	0,207 (2)
			Perros	0,000 (0)		Perros	0,110 (1)
			Caza	0,000 (0)		Caza	0,110 (1)
			Atropello	0,000 (0)		Atropello	0,110 (1)
			Indet.	0,000 (0)		Indet.	0,207 (2)
NOV – ABR	182	318	Natural	0,000 (0)	1068	Natural	0,000 (0)
			Otra	0,000 (0)		Otra	0,000 (0)
ANUAL	366	993	Natural	0,522 (2)	2652	Natural	0,241 (2)
			Perros	0,000 (0)		Perros	0,129 (1)
			Caza	0,000 (0)		Caza	0,129 (1)
			Atropello	0,000 (0)		Atropello	0,129 (1)
			Indet.	0,000 (0)		Indet.	0,241 (2)

Tabla 7.2. Tasas de mortalidad por causas específicas para gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa, entre abril de 2007 y octubre de 2008. ^(A) Los intervalos inician el 1 de Mayo y 1 de Noviembre. ^(B) Indica el número total de días durante los que fueron monitoreados los gatos monteses en ese intervalo.

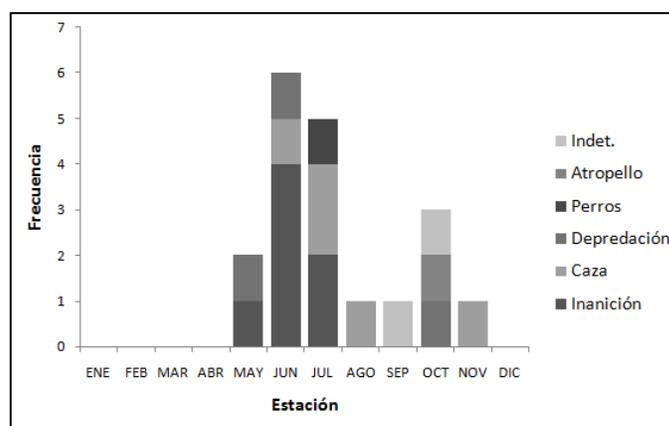


Figura 7.2. Número de gatos monteses equipados con radiocollar muertos por distintas causas en relación al mes del año durante el período 2003-2009. La información del Parque Nacional Lihué Calel y los campos ganaderos aledaños (La Pampa) fue agrupada para resaltar el efecto de la estacionalidad.

Se recabaron 73 eventos adicionales de muerte de gato montés, en su mayoría adultos, de los que sólo se consideraron 39 (25 en CG y 14 en PN) por haberse revisado la carcasa para comprobar fehacientemente el motivo de muerte. El 100% de las muertes ocurridas en CG estuvo relacionado con actividades humanas (principalmente depredación por perros y caza), en tanto que al menos el 57% de las muertes ocurridas en PN tuvo relación directa con el hombre (atropello y caza) y el 21% fueron

atribuidas a depredación por pumas (Tabla 7.3). La mitad de los casos de muerte por caza involucraron a ejemplares depredando aves de corral, en tanto que la otra mitad fueron animales trampeados en cepos. Cabe mencionarse el hallazgo de al menos 5 gatos monteses muertos entre septiembre y octubre de 2002 en el área protegida. Sin bien esos animales presentaron una precaria condición corporal y alta carga de garrapatas, la causa de muerte no pudo ser determinada.

Causa de muerte	Parque Nacional		Campos Ganaderos	
	Juveniles	Adultos	Juveniles	Adultos
Depredación por puma		3		
Caza por pobladores		2		8
Depredación por perros			1	11
Atropello vehicular		2	1	4
No determinada	1	6		
TOTALES	1	13	2	23

Tabla 7.3. Causas de mortalidad de gatos monteses no equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihúe Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa.

De los 39 casos analizados, sólo pudo obtenerse la fecha exacta de muerte en 38 ocasiones. El análisis temporal de estos eventos indica que 61% de los casos ($n = 23$) también se concentró en el período otoño – invierno, con picos en abril y junio (Figura 7.3). La totalidad de las muertes detectadas en abril fueron atribuidas a caza por puesteros, depredación por perros y atropello vehicular, en tanto que en junio los casos fueron atribuidos a caza por puesteros, depredación por perros y depredación por puma.

PARÁMETROS REPRODUCTIVOS. A lo largo del estudio se obtuvieron datos sobre 14 camadas de gato montés (4 por observación directa, 1 por cicatrices placentarias y 9 por informes de puesteros). El número de crías por camada fue de $1,67 \pm 0,58$ (rango = 1 – 2; $n = 3$) en PN y de $1,73 \pm 0,47$ (rango = 1 – 2; $n = 11$) en CG. Pese a que los pobladores locales sugieren que la especie mantiene actividad reproductiva durante todo el año, el 100% de las observaciones de crías pequeñas ocurrieron entre principios de enero y fines de febrero, y fueron realizadas en los veranos de 2000 ($n = 1$), 2001 (2), 2002 (2), 2005 (1), 2006 (5), 2008 (2) y 2009 (1).

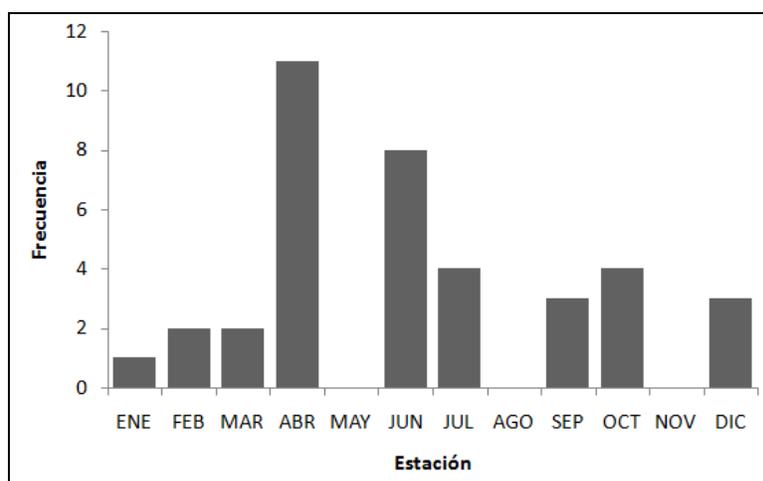


Figura 7.3. Número de gatos monteses no equipados con radiocollar muertos en relación al mes del año durante el período 2000-2009. La información del Parque Nacional Lihué Calel y los campos ganaderos aledaños (La Pampa) fue agrupada para resaltar el efecto de la estacionalidad.

Evidencia adicional a favor de la concentración de nacimientos en el período estival se obtuvo a partir de otras dos fuentes de información. Primero, el registro de ejemplares juveniles a lo largo del año (Tabla 7.4) fue coincidente con fechas de nacimiento en el período estival. Segundo, ninguna de las hembras sometidas a necropsia que murieron fuera del período estival evidenciaron estar gestando o amamantando (Med. Vet. M. Uhart, WCS, com. pers.; Med. Vet. V. Rago, WCS, com. pers.).

Fecha	Evento	Fuente
Mayo 2002	Hembra juvenil (peso corporal < 1.500 g) capturada en trampa jaula, PN Lihué Calel	J. Pereira, obs. pers.
Mayo 2007	Macho juvenil (peso corporal = 1,850 g) capturado en trampa jaula, Est. Aguas Blancas	J. Pereira, obs. pers.
Junio 2007	Macho juvenil hallado muerto por inanición (peso corporal = 1.050 g), PN Lihué Calel	J. Pereira, obs. pers.
Marzo 2008	Ejemplar juvenil (“de aprox. 2 meses de edad”) atacado por perros, Est. Aguas Blancas	Sr. Luis Vallejo, com. pers.
Mayo 2008	Ejemplar juvenil (“de aprox. 4 – 5 meses de edad”) perseguido por zorros en área de camping, PN Lihué Calel	Gpques. M. Romero y P. Collavino, com. pers.
Mayo 2008	Dos ejemplares juveniles observados con la madre, Est. Los Ranqueles	Sr. Máximo Vázquez, com. pers.
Mayo 2008	Juvenil, muy flaco, intentando capturar una paloma utilizada como cebo en una trampa, PN Lihué Calel	J. Pereira y Gpque. P. Collavino, obs. pers.

Tabla 7.4. Estacionalidad en la observación de individuos juveniles de gato montés en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa, durante el período 2002 – 2008.

De las 8 hembras residentes monitoreadas a lo largo del estudio, solo 3 (OG 04 en PN y OG 29 y OG 37 en CG) fueron monitoreadas durante el período estival (el resto emigró o murió antes). De ellas, sólo la primera mostró indicios de haber parido o criado cachorros (“denning behaviour”), en enero de 2003. Sin embargo, las condiciones del sitio en el que se movió durante varios días (arbustal mixto cerrado) impidieron el acceso a la madriguera, aparentemente un hueco en el piso, por lo que no fue posible constatar la existencia de crías. Su seguimiento se vio interrumpido pocos días después por el agotamiento de la batería del radiocollar. Ninguna de las fuentes de información sobre aspectos reproductivos permitió inferir la existencia de nacimientos en el verano 2003–2004 (sequía severa).

EMIGRACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO. Al menos 22 individuos (14 M y 8 H) emigraron del área de estudio durante el período de muestreo. El destino final de la emigración sólo pudo conocerse para 10 de ellos (Tabla 7.5), en tanto que el resto sólo pudo ser monitoreado durante la fase inicial de su emigración (Tabla 7.6).

Individuo / Sexo	Edad	Estatus	Inicio de emigración	Dirección	Distancia mínima (en km)	Nueva área de acción
PN LIHUÉ CALEL						
OG 07 H	Ad N	Residente	20JUN03	N	11,3	No
OG 08 H	Ad M	Transeunte	11JUN03	SO	9,6	No
OG 20 M	Ad M	Residente	21JUL07	NE	35	Si
OG 22 M	Ad V	Residente	18JUN07	NNE	86	No
OG 23 M	Ad M	Residente	11JUL08	NE	109	No
OG 24 M	Ad N	Residente	20JUL07	NNO	24	No
OG 27 M	Ad N	Transeunte	18JUN07	SSO	16	Si
CAMPOS GANADEROS						
OG 10 M	Ad M	Transeunte	20MAY03	NE	128	No
OG 36 M	Ad M	Residente	08JUL08	SEE	8,7	No
OG 37 H	Ad M	Residente	03AGO08	NE	106	No

Tabla 7.5. Movimientos migratorios durante el período 2002 – 2008 de diez gatos monteses para los que se conoció el destino final de su emigración. Se detalla la fecha de inicio, dirección, distancia mínima de emigración en línea recta desde su sitio de marcado o centro del área de acción y el establecimiento o no en un nuevo territorio tras finalizar su emigración.

Independientemente del año y sitio considerado, todos los casos de emigración ocurrieron entre abril y agosto y alcanzaron un máximo en junio (Figura 7.4). El año con mayor cantidad de eventos de emigración fue 2008, y la proporción de individuos emigrantes en cada sitio fue la misma (83%) durante ese período.

Individuo / Sexo	Edad	Estatus	Inicio de emigración	Dirección inicial
PN LIHUÉ CALEL				
OG 01 M	Ad V	Residente	18JUN02	NO
OG 02 M	Ad M	Residente	09JUL02	O
OG 03 M	Ad N	Residente	19AGO02	NE
OG 21 M	Ad M	Residente	14MAY07	O
OG 26 H	Ad M	Indet.	27ABR07	Indet.
OG 42 H	Ad M	Residente	29JUN08	Indet.
OG 43 H	Ad M	Transeunte	25MAY08	N
OG 44 M	Ad V	Transeunte	26MAY08	NO
OG 45 M	Ad V	Transeunte	12JUN08	N
CAMPOS GANADEROS				
OG 29 H	Ad M	Residente	17MAY08	SO
OG 39 M	Ad M	Residente	06ABR08	SE
OG 41 H	Ad V	Transeunte	19MAY08	SE

Tabla 7.6. Movimientos emigratorios durante el período 2002 – 2008 de doce gatos monteses para los que su destino final de emigración no pudo ser conocido. Se detalla la fecha de inicio y la dirección inicial de su emigración. La dirección inicial de emigración se consideró indeterminada (“indet.”) cuando el individuo abandonó el área de estudio realizando movimientos erráticos sin una dirección predominante.

Para los 10 individuos cuyo final de la emigración pudo conocerse, se registró una distancia media mínima (\pm DE) de emigración (en línea recta) de $53,4 \pm 48,0$ km (rango = 8,7 – 128 km; Tabla 7.5). Al menos 7 individuos realizaron movimientos emigratorios de >15 km, 5 de ellos de >30 km y 3 de ellos de >100 km (Figuras 7.5 y 7.6). La distancia media mínima de emigración de los individuos marcados en CG ($80,9 \pm 63,5$ km) fue superior a la de los marcados en PN ($41,6 \pm 39,7$ km), aunque las diferencias entre esos grupos no fueron significativas ($U = 8,00$; $P = 0,569$). Dos individuos (1 M adulto residente y 1 M adulto transeunte) capturados en PN establecieron nuevas áreas de acción a 35 y 16 km de sus sitios de captura, respectivamente (Tabla 7.5).

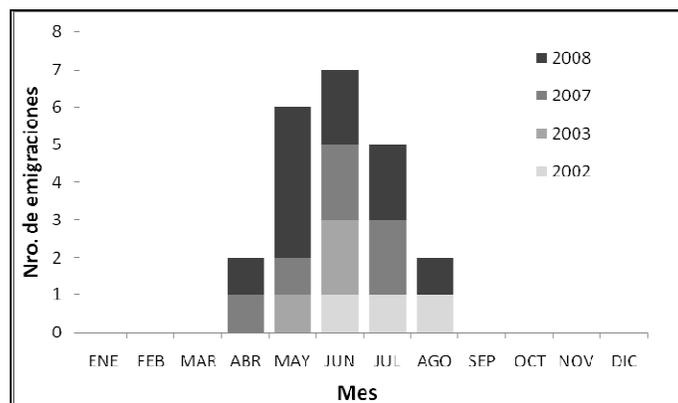


Figura 7.4. Mes de inicio de la emigración de gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa.

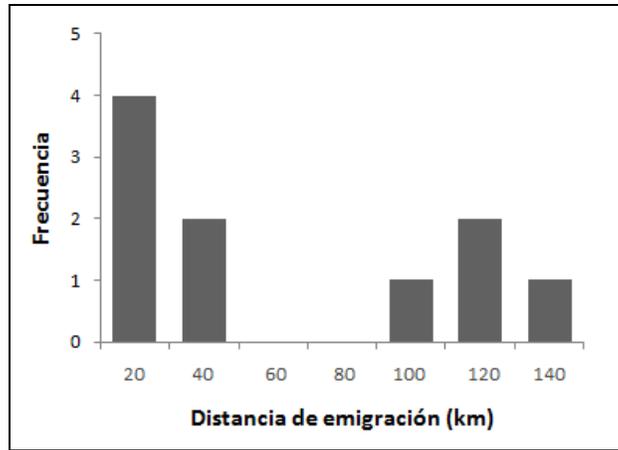


Figura 7.5. Distancias de emigración de gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa, entre 2003 y 2008.

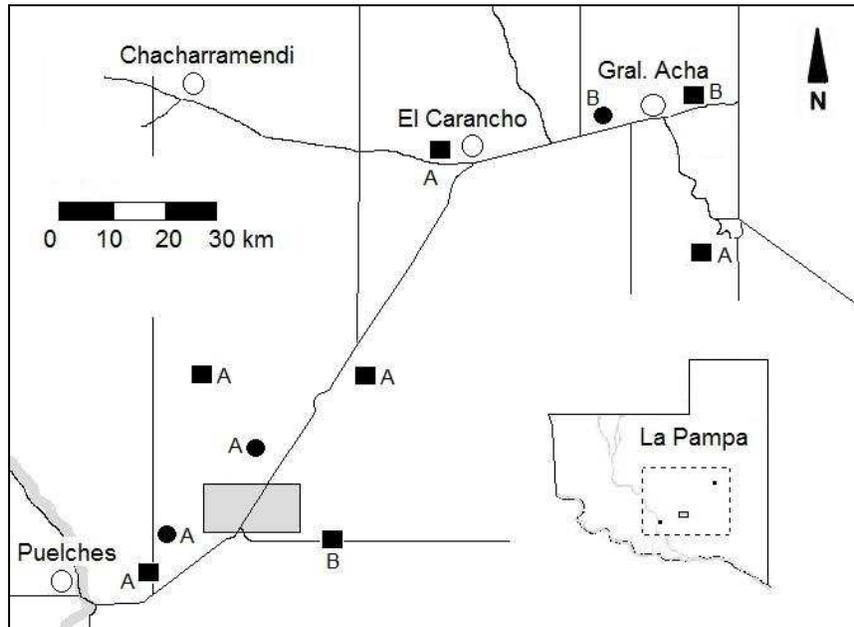


Figura 7.6. Sitios de muerte o establecimiento de gatos monteses equipados con radiocollar que emigraron desde el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños (recuadro gris), La Pampa. Los cuadrados negros representan individuos machos y los círculos negros individuos hembra. Las letras A y B representan ejemplares emigrantes desde el Parque Nacional y desde los campos ganaderos, respectivamente.

Considerando ambas subpoblaciones monitoreadas en 2007 – 2008, la probabilidad anual de emigración (E) fue mayor para los gatos monteses en PN que en CG (Tabla 7.7), aunque las diferencias entre áreas no fueron significativas ($\chi^2 = 0,71$; $P = 0,399$). Independientemente de su estatus de residente o transeunte, el 76% de los animales capturados a lo largo de todo el estudio en PN (16 de 21)

y el 67% de los capturados en CG (6 de 9) emigraron del área de estudio. Considerando sólo a los individuos residentes, el 67% en PN (10 de 15) y el 57% en CG (4 de 7) finalmente emigraron del área.

Sitio	Nro. máximo en riesgo	Nro. de emigrantes	Probabilidad de emigración	IC 95%
Parque Nacional	13	11	0,751	0,507 – 0,995
Campos ganaderos	8	5	0,598	0,294 – 0,903

Tabla 7.7. Probabilidad de emigración de gatos monteses equipados con radiocollar en el Parque Nacional Lihué Calel y campos ganaderos aledaños, La Pampa, para el período 2007 – 2008.

DISCUSIÓN

Estudios demográficos de poblaciones sometidas a disturbios naturales o antrópicos demuestran un amplio abanico de respuestas posibles, lo que implica que las predicciones o extrapolaciones entre especies o incluso entre poblaciones de una misma especie deben ser consideradas con cautela (Greene et al. 1998; Caro 1999). El presente constituye el primer estudio demográfico realizado para una especie de felino pequeño en Sudamérica. Se reportan aquí por primera vez las tasas de supervivencia y emigración del gato montés y se cuantifica la importancia relativa de distintos factores de mortalidad sobre dos subpoblaciones de la especie enfrentando distintas situaciones ambientales. Asimismo, se brinda la primera estimación del tamaño de camada en base a un muestreo sistemático en la naturaleza, ya que los únicos antecedentes sobre este tópico provienen del cautiverio (Foreman 1997) o están conformados por observaciones ocasionales (Ximénez 1975; Johnson y Franklin 1991; Yanosky y Mercolli 1994; Pereira et al. 2005).

La abundancia de presas y la caza tienen una fuerte influencia sobre la tasa de supervivencia de muchas especies de carnívoros (p.e., Fuller et al. 1985; Slough y Mowat 1996; Andrén et al. 2006; Blankenship et al. 2006). La subpoblación de gato montés monitoreada en el área protegida mostró una tasa de supervivencia 41% superior a la monitoreada en los campos ganaderos, aunque el patrón temporal de mortalidad (sesgado hacia el invierno) fue similar entre ambas áreas. El período invernal en la región es el más crítico desde el punto de vista de los recursos tróficos (ver Capítulo 3), y una alimentación deficiente puede comprometer tanto aspectos ecológicos como fisiológicos. Los felinos tienen una alta tasa basal de metabolismo, lo que implica grandes cantidades de energía para impulsar actividades como el mantenimiento corporal, los movimientos de forrajeo, la adquisición de recursos y el crecimiento (McNab 1989). Además, las bajas temperaturas demandan una mayor inversión energética en termorregulación, lo que se acentúa aún más en depredadores típicamente nocturnos

(Chappell 1980; Zielinski 2000) como el gato montés (Johnson y Franklin 1991; Cuéllar et al. 2006; Pereira et al. 2008). Así, durante el invierno la necesidad de incrementar la actividad para hacer frente a la escasez de recursos se contrapone con el mayor costo energético de movilizarse bajo condiciones climáticas adversas, lo que podría generar estrés nutricional. En consonancia, Poole (1994) atribuyó al frío intenso la mayor parte de la mortalidad natural ocurrida en una población de lince canadienses (*Lynx canadensis*), sugiriendo que mientras en esa época los requerimientos metabólicos son mayores, el rango de presas disponibles es menor. También Knick (1990) observó un patrón similar para lince rojos (*Lynx rufus*), en tanto que Koehler y Hornocker (1989) observaron que esa especie es más vulnerable al trampeo durante los inviernos severos debido a su mayor inclinación a visitar las trampas por la existencia del cebo. Por su parte, Gese et al. (1989) observaron también que la tasa de supervivencia de coyotes (*Canis latrans*) disminuyó durante el otoño y el invierno debido al incremento en la mortalidad de individuos dispersantes producto del trampeo. Otros estudio con este cánido muestran el mismo patrón temporal de mortalidad (Knudsen 1976; Davison 1980).

Como se demostró en el Capítulo 5, la menor abundancia de presas en los campos ganaderos fue acompañada por una mayor tasa de movimiento de los gatos monteses. Un incremento en los movimientos diarios podría incrementar también la probabilidad de encuentro con seres humanos y sus perros, por lo que la vulnerabilidad de estos felinos puede también incrementarse en esas condiciones. Esta vulnerabilidad puede ser aún mayor durante el invierno, ya que la menor disponibilidad de presas obliga a mantener altas tasas de movimiento. Esta observación es coincidente con el patrón de mortalidad estacional observado también a partir de individuos no equipados con radiocollar, ya que la mayor cantidad de registros de mortalidad ocasionada por seres humanos o sus perros se concentró en otoño e invierno.

Las fuentes de mortalidad para los gatos monteses residentes fueron distintas entre el área protegida y los campos ganaderos, aunque, contrariamente a lo que podría predecirse, en los campos ganaderos también predominó la mortalidad por causas naturales por sobre la mortalidad de origen antrópico. En el parque nacional la depredación por puma implicó el 50% de las muertes registradas, en tanto que en los campos ganaderos el único evento de depredación sobre gato montés constatado involucró a perros domésticos. La muerte por inanición prolongada también fue importante en el área protegida, pero en los campos ganaderos su ocurrencia fue responsable del 67% de las muertes detectadas. La depredación interespecífica y la inanición prolongada son las causas de mortalidad con mayor impacto en poblaciones de lince sometidas a escasez de alimento (Poole 1994; Slough y Mowat 1996), e incluso O'Donoghue et al. (1997) detectaron un cambio en la importancia relativa de los distintos agentes de mortalidad en estos felinos en función de la disponibilidad de alimento; mientras

que la mortalidad por causas antrópicas predominó en épocas de alimento suficiente, la depredación interespecífica y la inanición fueron de mayor o igual importancia en época de escasez.

La competencia interespecífica entre carnívoros usualmente conduce a la mortalidad intragremial (p.e., Emmons et al. 1988; Beltrán y Delibes 1994; Donadío y Buskirk 2006), con el competidor más grande depredando sobre el más pequeño (Rosenzweig 1966; Palomares y Caro 1999), fundamentalmente cuando los recursos son escasos. En el caso del gato montés, los eventos de depredación por pumas fueron registrados durante la sequía severa de 2003 o durante 2007–2008, años secos precedidos por años secos. La ausencia de eventos de depredación por puma en los campos ganaderos estaría relacionada con la menor abundancia de este superdepredador en esos sitios (Pereira et al. 2008) a causa de la persecución de la que son objeto (Gato y Pereira 2005). Esta interacción entre ambos felinos fue también observada en Lihué Calel tras la desaparición de la principal presa del puma en el área, la vizcacha (Pessino et al. 2001). También Zanón Martínez (2006) registró varios eventos de depredación de gatos monteses por pumas durante la sequía severa de 2003, pero en un área ubicada unos 200 km al norte de Lihué Calel. Por otro lado, la mayor parte de las muertes de gatos monteses por inanición también ocurrieron durante la sequía severa de 2003, con un pico de mortalidad en junio. Un evento de mortalidad elevada similar en un período de un mes fue reportado por Edwards et al. (2001) para gatos asilvestrados (*Felis catus*) durante un período de escasez de alimento en un área semiárida de Australia.

Las tasas anuales de supervivencia estimadas en este estudio (0,77 en el área protegida y 0,45 en los campos ganaderos) fueron similares a las estimadas para otras poblaciones de carnívoros sometidas a cacería u otros disturbios. Por ejemplo, Blankenship et al. (2006) estimaron una supervivencia anual del 0,88 para linceos rojos (*Lynx rufus*) residentes y del 0,26 para transeúntes, siendo los primeros más afectados por el trampeo y los segundos por el atropello vehicular. Breitenmoser et al. (2007) estimaron tasas de supervivencia para linceos europeos (*Lynx lynx*) adultos y subadultos de 0,76 y 0,53 respectivamente, siendo causas humanas responsables del 77% de las muertes. Haines et al. (2005) estimaron una supervivencia anual de 0,87 para ocelotes (*Leopardus pardalis*) residentes y de 0,57 para transeúntes, y factores tanto antrópicos (45%) como no antrópicos (35%) produjeron las muertes en ambos grupos. Fuller et al. (1985) observaron una diferencia de casi el 70% en la supervivencia de linceos rojos entre un área sin cacería ilegal ($S = 0,61$) y un área con intensa cacería ilegal ($S = 0,19$). Para el caso de los cánidos, Andelt (1985) estimó para una población de coyotes (*Canis latrans*) sometida a bajos niveles de cacería una supervivencia de 0,82 para residentes y de 0,51 para transeúntes, en tanto que Gese et al. (1989) estimaron para la misma especie en una situación similar tasas de supervivencias de 0,87 y 0,61 para residentes y transeúntes, respectivamente.

En la Argentina, Novaro et al. (2005) estimaron las tasas de supervivencia de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y observaron que la cacería no afectó significativamente la supervivencia de los adultos ($S = 0,51$ y $0,69$ en campos con y sin cacería, respectivamente) pero si la de los juveniles ($S = 0,08$ y $0,80$). Estos autores determinaron que todas las muertes en campos con cacería se debieron a causas antrópicas (caza con armas o perros o atropello vehicular), mientras que en los campos sin cacería se debieron a depredación por perros o pumas, caza furtiva u otras causas naturales. Otros trabajos observaron un fuerte efecto sobre las tasas de supervivencia de carnívoros como resultado de disturbios antrópicos. Por ejemplo, Hodgman et al. (1994) estimaron una tasa de supervivencia de $0,12$ para machos adultos de marta (*Martes americana*) en un sitio sometido a trampeo intensivo. En este marco, la magnitud de la diferencia en la tasa de supervivencia de gatos monteses entre áreas sugeriría que este felino no estuvo sometido a explotación intensiva en los campos ganaderos, al menos durante el período 2007–2008 considerado. Sin embargo, durante la sequía severa de 2003 la supervivencia de la población monitoreada cayó a cero, lo que implicaría que estos disturbios naturales podrían ejercer un fuerte impacto sobre la dinámica poblacional de la especie en el área.

Las enfermedades infecciosas y parasitarias también pueden afectar fuertemente las tasas de supervivencia, aunque su incidencia en la población puede manifestarse en forma cíclica o esporádica. Por ejemplo, Gooselink et al. (2007) observaron que brotes cíclicos de sarna sarcóptica en una población de zorros rojos (*Vulpes vulpes*) provocaron variaciones en la tasa de supervivencia estival de juveniles desde $0,10$ cuando el ácaro estuvo presente a $0,83$ cuando este no se manifestó en la población. De igual forma, Greenwood et al. (1997) registraron una disminución en la tasa de supervivencia de zorrinos (*Mephitis mephitis*) a causa de un brote de rabia desde $0,85$ hasta $0,17$. A fin de detectar la presencia de enfermedades infecciosas y parasitarias potencialmente letales en la población local de gato montés, Uhart et al. (2004) y Beldoménico et al. (2005) tomaron muestras de la mayoría de los individuos equipados con radiocollar y detectaron que estos felinos comparten con carnívoros domésticos enfermedades infecciosas (p.e., calicivirus felino, toxoplasmosis, moquillo canino, peritonitis infecciosa felina) y parásitos (p.e., *Toxocara cati*, *Ancylostoma tubaeforme*). A pesar de que ninguno de los animales sometidos a necropsia mostraron síntomas de haber muerto por enfermedades, la incidencia de este factor de mortalidad no debería ser subestimada, ya que muchos eventos de mortalidad masiva de carnívoros silvestres se iniciaron por el contagio de patógenos desde carnívoros domésticos (p.e., Funk et al. 2001; Cleaveland et al. 2007). Si bien los cinco gatos monteses sin radiocollar hallados muertos entre septiembre y octubre de 2002 en el área protegida no fueron sometidos a necropsia (y por lo tanto no se determinó su causa de muerte), todos presentaron una precaria condición corporal y alta carga de garrapatas. La condición corporal puede afectar la respuesta

inmunológica del animal, haciéndolo más susceptible a los patógenos (Lloyd 1995; Ullrey 1993). Estos hechos sugerirían considerar a las enfermedades infecciosas como una fuente de mortalidad en esta población, aunque quizás con impacto variable entre años o dependiente de otras condiciones (p.e., estado sanitario de perros y gatos domésticos mantenidos en los puestos, condiciones climáticas).

La declinación en varios parámetros reproductivos (p.e., tasas de ovulación y preñez, número de cicatrices placentarias, reclutamiento de juveniles) es una respuesta habitual en poblaciones de carnívoros que enfrentan declinaciones marcadas en la abundancia de sus presas (p.e., Brand y Keith 1979; Todd y Keith 1983; Knick 1990; Nellis et al. 1972; White y Ralls 1993; Poole 1994), y en general puede ser atribuida a deficiencias en la alimentación (Sadleir 1969; Gill y Rissmann 1997; Wade et al. 1996). La ausencia de reclutamiento de gatos monteses registrada durante la sequía de 2003 es consistente con esas observaciones, ya que la falta de grasa corporal y los síntomas de emaciación fueron hallazgos comunes en las hembras sometidas a necropsia (Med. Vet. M. Uhart y Med. Vet. D. McAloose, WCS, com. pers.). Asimismo, el hecho de que ninguna de las dos hembras adultas monitoreadas en los campos ganaderos durante la temporada estival 2007–2008 haya mostrado actividad reproductiva puede tener relación con la baja abundancia de presas en ese sitio. Sin embargo, el hallazgo de crías en la misma temporada en esos u otros campos ganaderos próximos implica que otras hembras fueron exitosas en cuanto a su reproducción. Al menos dos hechos pueden explicar esta observación. Por un lado, no se hallaron diferencias en la condición corporal (peso o tamaño) entre los individuos capturados en 2007–2008 en el área protegida y en los campos ganaderos (J. Pereira, no publicado). Esto implicaría que, si bien los gatos monteses presentes en el segundo sitio estarían ocupando áreas subóptimas, los efectos no serían tan fuertes (al menos en algunos individuos) como para afectar la condición corporal y, por ende, la reproducción. En segundo lugar, el porcentaje de hembras que se reproduce en la población suele variar fuertemente con la disponibilidad de alimento (Todd y Keith 1983; Eiler et al. 1989; Knick 1990; Palomares et al. 2005). Por ejemplo, Mowat et al. (1996) observaron que entre el 84 y el 100% de las hembras de lince monitoreadas en años con buena disponibilidad de alimento produjeron crías, mientras que ese valor se redujo a cero en años de escasez. De esta forma, si la proporción de hembras de gato montés que se reprodujo durante 2007–2008 fue baja, la probabilidad de que las dos hembras monitoreadas se hayan reproducido fue también baja. En contraposición a esto, la única hembra monitoreada en el área protegida durante el período estival 2002–2003 (al inicio de la sequía) mostró indicios de actividad reproductiva.

Al menos en algunas especies, otros parámetros reproductivos parecen menos afectados por la escasez de alimento. Por ejemplo, Miller (1994), Noyce y Garshelis (1994) y Obbard y Howe (2008) no hallaron una relación entre la productividad del hábitat y el tamaño de camada en osos negros

(*Ursus americanus*) y lo atribuyeron a que, dado que las hembras son ovuladoras inducidas y la concepción ocurre antes del período de mayor abundancia de recursos tróficos, estas no tienen forma de predecir el nivel de recursos para ajustar el tamaño de camada. El gato montés puede dar a luz hasta cuatro crías por camada en cautiverio (Foreman 1997), aunque no se han reportado camadas de ese tamaño en la naturaleza. Por ejemplo, Ximénez (1973) y Yanosky y Mercolli (1994) informaron camadas compuestas por tres crías en Uruguay y el norte de Argentina, respectivamente, en tanto que Johnson y Franklin (1991) indicaron dos avistajes de hembras con una sola cría en el sur de Chile. El tamaño medio de camada en el presente estudio fue similar entre el área protegida y los campos ganaderos, e incluso el rango de crías por camada fue el mismo en ambas áreas (1–2). La estabilidad tanto entre sitios como entre años sugeriría que el tamaño de camada está fijado filogenéticamente en la región, por lo que se vería poco afectado por las fluctuaciones horizontales o interanuales en la productividad. Probablemente, la disminución en el éxito reproductivo en años de bajos recursos sea canalizada a través de otros parámetros demográficos como la tasa de preñez o la supervivencia de crías.

La estacionalidad reproductiva en esta especie depende del fotoperíodo (Law y Boyle 1984), aunque la poliestría que exhibe en cautiverio está relacionada con el incremento y estabilidad en los recursos alimenticios y el control sobre las condiciones climáticas que se practica en los zoológicos (Foreman 1997). En el medio silvestre las hembras de gato montés son monoéstricas y la longitud del período de pariciones podría ser variable a lo largo de su distribución, aunque siempre concentrado en los meses cálidos del año. Así, mientras en Uruguay este período parece extenderse entre diciembre y mayo (Ximénez 1975), en Lihué Calel parece estar restringido a enero – febrero. Este acortamiento podría interpretarse como una adaptación a las condiciones más extremas que presentan los ambientes áridos y semiáridos, hecho que también se observa en otros felinos como el tigre (*Panthera tigris*; Kerley et al. 2003) y el puma (*Puma concolor*; Logan y Sweanor 2001) cuya distribución incluye regiones con características ambientales diversas. Dado que para el gato montés se ha reportado un período de gestación de 66–72 días (Foreman 1997), el cortejo y apareamiento tendrían lugar en el área entre fines de octubre y fines de diciembre.

El aumento en la tasa de emigración es una respuesta usualmente observada en poblaciones de carnívoros que enfrentan escasez de alimento (p.e., Ward y Krebs 1985; Knick 1990; Poole 1994; O'Donoghue et al. 1997). A bajos niveles del recurso se diluye la ventaja de defender un territorio, y en esos casos puede ser más conveniente emigrar y buscar alimento en otras regiones con mayor abundancia. Si bien la disponibilidad de presas es menor en los campos ganaderos respecto del área protegida, la alta tasa de emigración registrada en ambos sitios podría haber estado influida también por

el efecto adicional de la sequía prolongada. Como resultado, la emigración fue el proceso más influyente en la pérdida de individuos en ambas subpoblaciones, habida cuenta que al menos el 73% de los animales equipados con radiocollar abandonó el área y no retornó.

Si bien los movimientos de largo alcance parecen ser comunes en lince tras la declinación en la abundancia de sus presas principales (Mech 1977; Knick y Bailey 1986; Slough y Mowat 1996; Poole 1997), las distancias de emigración estimadas para el gato montés en este estudio son las más extensas registradas hasta el presente para un felino pequeño. Johnson y Franklin (1991) monitorearon a dos machos de la especie que se alejaron más de 25 km de sus áreas de acción en el sur de Chile. En Lihué Calel, al menos tres individuos se alejaron más de 100 km de sus sitios de captura, y en los tres casos sus movimientos emigratorios fueron truncados al ser cazados por depredar aves de corral. Los movimientos de largo alcance pueden ser un importante mecanismo para mantener poblaciones en paisajes heterogéneos o inestables por disturbios antrópicos, donde la disponibilidad de recursos puede estar fuertemente dispersa o cambiar con el tiempo (Roff 1975). En sitios áridos y semiáridos, los períodos de sequía ejercen un fuerte efecto sobre la abundancia de pequeños roedores y otros herbívoros presa del gato montés (ver Capítulo 3), por lo que esta estrategia dispersiva podría favorecer el hallazgo de parches o hábitats con condiciones más favorables y contribuir a una mayor estabilidad de la población a escala de paisaje. Sin embargo, en las condiciones de fragmentación y poblamiento humano que exhibe hoy el territorio, esta capacidad dispersiva también los expone más a la mortalidad por causas antrópicas. Así, la caza y el atropellamiento fueron responsables de seis de las ocho muertes constatadas de individuos emigrantes. Si bien esta proporción puede estar sesgada debido a que la principal fuente de información no fue la telemetría sino el aviso de los pobladores que provocaron las muertes, no debe descartarse que otros gatos hayan sido cazados por pobladores que no informaron el hecho, como lo destacan lugareños que actuaron como informantes durante este estudio. Esto sugeriría que el impacto de la caza durante la emigración podría ser más extensivo de lo que aquí se reporta. En estudios realizados con lince, Slough y Mowat (1996) indicaron que al menos el 16% ($n = 22$) de los individuos que iniciaron movimientos emigratorios fueron cazados, en tanto que Ward y Krebs (1985) observaron que esta cifra ascendió al 78% ($n = 7$).

Poole (1997) observó que la mayor parte de los movimientos emigratorios en lince se iniciaron en inviernos con bajas temperaturas y baja disponibilidad de alimento. En coincidencia con estas observaciones, el 82% ($n = 18$) de los eventos de emigración durante el presente estudio se iniciaron entre mayo y julio. Por otro lado, la tasa de emigración fue más alta en el área protegida que en los campos ganaderos, lo que indicaría que la abundancia de alimento no fue la única causa de la emigración, al menos en la primer área. Como se mencionó en el Capítulo 6, la alta densidad de gato

montés observada en el área protegida en el verano 2007–2008 habría sido producto de la presencia de individuos residentes más una proporción aparentemente importante de individuos transeúntes. Esto podría implicar que, a medida que se inician los meses fríos del año y la abundancia de presas comienza a disminuir, baja la capacidad de carga del sistema y aumentan las interacciones agonísticas entre los individuos, aumentando así la tasa de emigración.

La información obtenida sobre movimientos de largo alcance está sesgada hacia aquellos individuos que se desplazaron hacia el norte del área de estudio por dos motivos: (1) la ruta de vuelo y la autonomía del avión utilizado para el monitoreo sólo permitieron el rastreo intensivo de zonas lejanas al área de estudio (>45 km) en ese sector; y (2) todos los puesteros que cazaron gatos monteses y dieron aviso vivían al norte del área protegida. La dirección de emigración de otros doce individuos (7 machos y 5 hembras) sólo pudo ser registrada en su fase inicial, por lo que no fue posible reconocer si realizaron movimientos de largo alcance o si fueron cazados durante este período. Teniendo en cuenta esta deficiencia, y considerando sólo a los individuos cuyo final de su emigración pudo ser conocido, los machos parecen haber evidenciado mayores habilidades dispersivas que las hembras, ya que de los siete individuos que se alejaron más de 15 km sólo uno fue hembra. El sesgo en este parámetro hacia los machos coincide con lo observado por Slough y Mowat (1996), quienes señalaron que 14 de los 17 lincees que realizaron movimientos de >100 km fueron machos. Este patrón es esperable si se tiene en cuenta que el sistema de reproducción poligínico del gato montés implica la dispersión natal por parte de los machos.

Finalmente, los resultados obtenidos permiten proponer un mecanismo demográfico para explicar la dinámica de la población estudiada. En primer término, la densidad poblacional podría ser mayor en el parque nacional debido a que las tasas de supervivencia en ese sitio son más altas que en los campos ganaderos aledaños. Esta subpoblación parece además estar constituida tanto por individuos residentes como por una proporción importante de individuos transeúntes que posiblemente utilicen el área como refugio. La alta densidad en el área protegida genera también una mayor presión de competencia intraespecífica para abandonar el sitio (Howard 1960) y se traduce en un flujo de individuos hacia las áreas de menor densidad poblacional (campos ganaderos), que poseen menor calidad de hábitat debido a las actividades productivas que allí se llevan a cabo. Aquellos individuos que emigran resultan más vulnerables por encontrarse en territorios desconocidos (Pyrah 1984; Kamler y Gipson 2000; Haines et al. 2005) y deben enfrentar nuevas fuentes de mortalidad derivadas de la actividad antrópica y la falta de presas, pero tienen la posibilidad de acceder a territorios vacantes y, en el caso de los machos, a hembras para poder reproducirse. En este marco, es importante diferenciar entre procesos que actúan a escala local (individuo) y aquellos que lo hacen a escala de paisaje

(poblacional), pese a que sus efectos en general son paralelos (Andrén 1994). Una baja supervivencia de adultos en hábitats disturbados no implica necesariamente la declinación poblacional (o incluso la extinción local) si es compensada por una mayor inmigración de individuos desde áreas cercanas (dinámica de fuente–sumidero; Pulliam 1988). Este mecanismo puede tener importantes implicancias para el mantenimiento de poblaciones de carnívoros en áreas sometidas a manejo ganadero y cacería, como fue demostrado para el zorro colorado en Patagonia (Novaro et al. 2005). En el siguiente capítulo se integra la información ecológica y demográfica obtenida a lo largo de esta tesis a fin de reconocer si la dinámica fuente–sumidero también se manifiesta en la población estudiada de gato montés. Si bien los argumentos presentados en este capítulo están basados en bajos tamaños de muestra, esta constituye la primera aproximación a la dinámica de una población de gato montés habitando un mosaico de hábitats sometidos a distintos usos de la tierra.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDELT, W. 1985. Behavioral ecology of coyotes in South Texas. *Wildlife Monographs* 94:1–45
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355–366
- ANDRÉN, H., J. LINNELL, O. LIBERG, R. ANDERSEN, A. DANELL, J. KARLSSON, J. ODDEN, P. MOA, P. AHLQVIST, T. KVAM, R. FRANZÉN Y P. SEGERSTOM. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131:23–32
- ARTHUR, S., T. PARAGI Y W. KROHN. 1993. Dispersal of juvenile fisher. *Journal of Wildlife Management* 57:868–874
- BALME, G. Y L. HUNTER. 2004. Mortality in a protected leopard population, Phinda Private Game Reserve, South Africa: A population in decline?. *Ecological Journal* 6:1–6
- BEGON, M., J. HARPER Y C. TOWNSEND. 2006. *Ecología. Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Cuarta Edición, Ed. Omega, Barcelona, España
- BELDOMENICO, P., M. KINSELLA, M. UHART, G. GUTIERREZ, J. PEREIRA, H. FERREYRA Y C. MARULL. 2005. Helminths of Geoffroy's cat, *Oncifelis geoffroyi* (Carnivora: Felidae) from the Monte desert, central Argentina. *Acta Parasitologica* 50:263–266
- BELTRAN, J. Y M. DELIBES. 1994. Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynx. *Journal of Mammalogy* 75:382–393
- BERNARD, R. Y C. STUART. 1987. Reproduction of the caracal *Felis caracal* from the Cape Province of South Africa. *South African Journal of Zoology* 22:177–182
- BLANKENSHIP, T., A. HAINES, M. TEWES Y N. SILVY. 2006. Comparing survival and cause-specific mortality between resident and transient bobcats *Lynx rufus*. *Wildlife Biology* 12:297–303
- BRAND, C. Y L. KEITH. 1979. Lynx demography during a snowshoe hare decline in Alberta. *Journal of Wildlife Management* 43:827–849

- BREITENMOSER, C., J. VANDEL, F. ZIMMERMANN Y U. BREITENMOSER. 2007. Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13:381–392
- BRONSON, F. 1989. *Mammalian reproductive biology*. University of Chicago Press., Chicago, Illinois.
- BROOKER, L. Y M. BROOKER. 2003. Dispersal and population dynamics of the blue-breasted fairy-wren *Malurus pulcherriimus* in fragmented habitat in the western Australian wheatbelt. *Wildlife Research* 29:225–233
- CARO, T. 1999. Demography and behaviour of African mammals subject to exploitation. *Biological Conservation* 91: 91–97
- CHAPPELL, M. 1980. Thermal energetics and thermoregulatory cost of small arctic mammals. *Journal of Mammalogy* 61:278–291
- CLEAVELAND, S., T. MLENGEYA, M. KAARE, D. HAYDON, T. LEMBO, ET AL. 2007. The conservation relevance of epidemiological research into carnivore viral diseases in the Serengeti. *Conservation Biology* 21: 612-622
- CONROY, M., G. COSTANZO Y D. STOTTS. 1989. Winter survival of female American black ducks on the Atlantic coast. *Journal of Wildlife Management* 53:99–109
- COOPER, C. Y J. WALTERS. 2002. Experimental evidence of disrupted dispersal causing decline of an Australian passerine in fragmented habitat. *Conservation Biology* 16:471–478
- CUÉLLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS, 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: observations from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies in Neotropical Fauna and Environments* 41:169–177
- DAVISON, R. 1980. The effect of exploitation on some parameters of coyote populations. Tesis Doctoral, Utah State Univ., Logan, 153 pp.
- DONADIO, E. Y S. BUSKIRK. 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist* 167:524–536
- EDWARDS, G., N. DE PREU, B. SHAKESHAFT, I. CEARLY Y R. PALTRIDGE. 2001. Home range and movements of male feral cats (*Felis catus*) in a semiarid woodland environment in Central Australia. *Austral Ecology* 26:93–101
- EILER, J., W. WATHEN Y M. PELTON. 1989. Reproduction in black bears in the southern Appalachian mountains. *Journal of Wildlife Management* 53:353–360
- ELDER, W. 1952. Failure of placental scars to reveal breeding history in mink. *Journal of Wildlife Management* 16:110
- EMMONS, L. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Revue d'Écologie (Terre Vie)* 43:133–157
- FOREMAN, G. 1997. Breeding and maternal behaviour in Geoffroy's cats, *Oncifelis geoffroyi*. *International Zoological Yearbook* 35:104–115
- FULLER, T., W. BERG Y D. KUEHN. 1985. Survival rates and mortality factors of adult bobcats in northcentral Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 49:292–296
- FUNK, S., C. FIORELLO, S. CLEAVELAND Y M. GOMPPER. 2001. The role of disease in carnivore ecology and conservation. Pp. 443–466 en: GITTLEMAN, J., S. FUNK, B. WAYNE Y D. MACDONALD (Eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, UK.
- GASHWILER, J., W. ROBINETTE Y O. MORRIS. 1961. Breeding habits of bobcats in Utah. *Journal of Mammalogy* 42:76–84
- GATO, M. Y J. PEREIRA. 2005. Interacción carnívoros – pobladores rurales en los alrededores del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa. Implicancias de conservación y manejo. XX Jornadas Argentinas de Mastozoología (SAREM), Ciudad de Buenos Aires.
- GESE, E., O. RONGSTAD Y W. MYTTON. 1989. Population dynamics of coyotes in Southeastern Colorado. *Journal of Wildlife Management* 53:174–181

- GILL, C. Y E. RISSMANN. 1997. Female sexual behavior is inhibited by short- and long-term food restriction. *Physiology and Behavior* 61:387–394
- GOSSELINK, T., T. VAN DEELEN, R. WARNER Y P. MANKIN. 2007. Survival and cause-specific mortality of red foxes in agricultural and urban areas of Illinois. *Journal of Wildlife Management* 71:1862–1873
- GREENE, C., J. UMBANHOWAR, M. MANGEL, Y T. CARO. 1998. Animal breeding systems, hunter selectivity, and consumptive use in wildlife conservation. Pp. 271–305 en: CARO, T. (Ed.). *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford University Press, New York.
- GREENWOOD, R., W. NEWTON, G. PEARSON Y G. SCHAMBER. 1997. Population and movements of radiocollared striped skunks in North Dakota during an epizootic of rabies. *Journal of Wildlife Diseases* 33:226–241
- GROS, P., M. KELLY Y T. CARO. 1996. Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos* 77:197–206
- HAINES, A., M. TEWES Y L. LAACK. 2005. Survival and sources of mortality in ocelots. *Journal of Wildlife Management* 69:255–263
- HEBBLEWHITE, M., M. PERCY Y R. SERROUYA. 2003. Black bear (*Ursus americanus*) survival and demography in the Bow Valley of Banff National Park, Alberta. *Biological Conservation* 112:415–425
- HEISEY, D. Y T. FULLER. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management* 49:668–674
- HODGMAN, T., D. HARRISON, D. KATNIK Y K. ELOWEM. 1994. Survival in an intensively trapped marten population in Maine. *Journal of Wildlife Management* 58:593–600
- HOWARD, W. 1960. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. *American Midland Naturalist* 63:152–161
- JEDRZEJEWSKI, W., B. JEDRZEJEWSKA, H. OKARMA, K. SCHMIDT, A. BUNEVICH Y L. MILKOWSKI. 1996. Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of lynx in Bialowieza Primaveral Forest (Poland and Belarus). *Ecography* 19:122–138
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 75:815–820
- KAMLER, J. Y P. GIPSON. 2000. Home range, habitat selection, and survival of bobcats, *Lynx rufus*, in a prairie ecosystem in Kansas. *Canadian Field Naturalist* 114:388–394
- KELLY, M., M. LAURENSEN, C. FITZGIBBON, D. COLLINS, S. DURANT, G. FRAME, B. BERTRAM Y T. CARO. 1998. Demography of the Serengeti cheetah (*Acinonyx jubatus*) population: the first 25 years. *Journal of Zoology (London)* 244:473–488
- KENWARD, R. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. San Diego, Academic Press, 311 pp.
- KERLEY, L., J. GOODRICH, D. MIQUELLE, E. SMIRNOV, H. QUIGLEY Y M. HORNOCKER. 2003. Reproductive parameters of wild female Amur (Siberian) tigers (*Panthera tigris altaica*). *Journal of Mammalogy* 84:288–298
- KNICK, S. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and a prey decline in Southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 108:3–42
- KNICK, S. Y T. BAILEY. 1986. Long distance movements by two bobcats from Southeastern Idaho. *American Midland Naturalist* 116:222–223
- KNUDSEN, J. 1976. Demographic analysis of a Utah-Idaho coyote population. Tesis de Maestría, Utah State Univ., Logan. 195 pp.

- KOEHLER, G. Y M. HORNOCKER. 1989. Influences of seasons on bobcats in Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53:197-202.
- LAMBERT, C., R. WIELGUS, H. ROBINSON, D. KATNIK, H. CRUICKSHANK, R. CLARKE Y J. ALMACK. 2006. Cougar population dynamics and viability in the Pacific northwest. *Journal of Wildlife Management* 70:246–254
- LAURENSEN, M. 1994. High juvenile mortality in cheetahs (*Acinonyx jubatus*) and its consequences for maternal care. *Journal of Zoology (London)* 234:387–408
- LAW, G. Y H. BOYLE. 1984. Breeding the Geoffroy's cat *Felis geoffroyi* at Glasgow Zoo. *International Zoo Yearbook* 23:191–195
- LEBRETON, J., K. BURNHAM, J. CLOBERT Y D. ANDERSON. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62:67–118
- LINDSTROM, E. 1981. Reliability of placental scar counts in the red fox (*Vulpes vulpes* L.) with special reference to fading of the scars. *Mammal Review* 11:137–149
- LINDZEY, F., W. VAN SICKLE, B. ACKERMAN, D. BARNHURST, T. HEMKER Y S. LAING. 1994. Cougar population dynamics in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 58:619–624
- LLOYD, S. 1995. Environmental influences in host immunity. Pp. 327–361 en: GRENFELL, B. Y A. DOBSON (Eds.). *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- LOGAN, K. Y L. SWEANOR. 2001. *Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press, Washington, D.C.
- MCNAB, B. 1989. Basal rate of metabolism, body size, and food habits in the Order Carnivora. Pp. 335–354 en: GITTLEMAN, J. (Ed.). *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Cornell Univ. Press, New York, 620 pp.
- MECH, L. 1977. Record movement of a Canadian lynx. *Journal of Mammalogy* 58:676–677
- MILLER, S. 1994. Black bear reproduction and cub survivorship in Southcentral Alaska. *International Conference on Bear Research and Management* 9:263–273
- MOWAT, G., B. SLOUGH Y S. BOUTIN. 1996. Lynx recruitment during a snowshoe hare population peak and decline in Southwest Yukon. *Journal of Wildlife Management* 60:441–452
- MURRAY, D. 2006. On improving telemetry-based survival estimation. *Journal of Wildlife Management* 70:1530–1543
- NELLIS, C. Y L. KEITH. 1976. Population dynamics of coyotes in central Alberta, 1964–68. *Journal of Wildlife Management* 40:389–399
- NELLIS, C., S. WETMORE Y L. KEITH. 1972. Lynx - prey interactions in central Alberta. *Journal of Wildlife Management* 36:320–329
- NIELSEN, C. Y A. WOOLF. 2002. Survival of unexploited bobcats in Southern Illinois. *Journal of Wildlife Management* 66:833–838
- NORBURY, G., D. NORBURY Y R. HEYWARD. 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62:45–58
- NOVARO, A., M. FUNES Y S. WALKER. 2005. An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology* 42:910–920
- NOYCE, K. Y D. GARSHELIS. 1994. Body size and blood characteristics as indicators of condition and reproductive performance in black bears. *International Conference on Bear Research and Management* 9:481–496

- OBBERD, M. Y E. HOWE. 2008. Demography of black bears in hunted and unhunted areas of the boreal forest of Ontario. *Journal of Wildlife Management* 72:869–880
- O'DONOGHUE, M., S. BOUTIN, C. KREBS Y E. HOFER. 1997. Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* 80:150–162
- OLSON, T. Y F. LINDZEY. 2002. Swift fox survival and production in southeastern Wyoming. *Journal of Mammalogy* 83:199–206
- PALOMARES, F. Y T. CARO. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153:492–508
- PALOMARES, F., E. REVILLA, J. CALZADA, N. FERNÁNDEZ Y M. DELIBES. 2005. Reproduction and predispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park. *Biological Conservation* 122:53–59
- PEREIRA, J., D. VARELA Y L. RAFFO. 2005. Relevamiento de los felinos silvestres en la región del Parque Nacional Pre-Delta, Entre Ríos. *FACENA* 21: 69–77
- PEREIRA, J., M. DI BITETTI, N. FRACASSI, A. PAVIOLO, C. DE ANGELO Y Y. DI BLANCO. 2008. Estimación de la abundancia de los pequeños felinos silvestres del Parque Nacional Lihué Calel y alrededores, La Pampa. Información de base para la instauración de un programa de monitoreo poblacional de los felinos silvestres. Informe final de proyecto, Buenos Aires, Argentina, 19 pp.
- PESSINO, M., J. SARASOLA, C. WANDER Y N. BESOKY. 2001. Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de la vizcacha (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecología Austral* 11:61–67
- POLLOCK, K., S. WINTERSTEIN, C. BUNCK Y P. CURTIS. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management* 53:7–15
- POOLE, K. 1994. Characteristics of an unharvested lynx population during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management* 58:608–618
- POOLE, K. 1997. Dispersal patterns of lynx in the Northwest territories. *Journal of Wildlife Management* 61:497–505
- PULLIAM, H. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652–661
- PYRAH, D. 1984. Social distribution and population estimates of coyotes in North-central Montana. *Journal of Wildlife Management* 48:679–690
- QUINN, N. Y J. THOMPSON. 1987. Dynamics of an exploited Canada lynx population in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 51:297–305
- RICKLEFS, R. 1983. Comparative avian demography. Pp. 1–32 en: JOHNSTON, R. (Ed.). *Current Ornithology*. Vol. 1, Plenum Press., New York.
- ROFF, D. 1975. Population stability and the evolution of dispersal in a heterogeneous environment. *Oecologia* 19:217–237
- ROSENZWEIG, M. 1966. Community structure in sympatric carnivora. *Journal of Mammalogy* 47:602–612
- SADLEIR, R. 1966. Notes on reproduction in the larger Felidae. *International Zoo Yearbook* 6:184–187
- SCHMIDT, P., R. LÓPEZ Y B. COLLIER. 2007. Survival, fecundity, and movements of free-roaming cats. *Journal of Wildlife Management* 71:915–919
- SLOUGH, B. Y G. MOWAT. 1996. Lynx population dynamics in an untrapped refugium. *Journal of Wildlife Management* 60:946–961
- THOMPSON, I. Y P. COLGAN. 1987. Numerical responses of martens to a food shortage in northcentral Ontario. *Journal of Wildlife Management* 51:824–835

- TODD, A. Y L. KEITH. 1983. Coyote demography during a snowshoe hare decline in Alberta. *Journal of Wildlife Management* 47:394–404
- UHART, M., J. PEREIRA, H. FERREYRA, C. MARULL, P. BELDOMENICO, N. FRACASSI Y G. APRILE. 2004. Evaluación sanitaria de poblaciones silvestres de gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) en Argentina. VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Iquitos, Perú.
- ULLREY, D. 1993. Nutrition and predisposition to infectious diseases. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 24:304–314
- WADE, G., J. SCHNEIDER Y H. LI. 1996. Control of fertility by metabolic cues. *American Journal of Physiology* 270:1–19
- WARD, R. Y C. KREBS. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63:2817–2824
- WHITE, G. Y R. GARROTT. 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press Inc., New York.
- WHITE, P. Y K. RALLS. 1993. Reproduction and spacing patterns of kit foxes relative to changing prey availability. *Journal of Wildlife Management* 57:861–867
- XIMÉNEZ, A. 1973. Notas sobre félidos Neotropicales III. Contribución al conocimiento de *Felis geoffroyi* D'Orbigny & Gervais, 1844 y sus formas geograficas (Mammalia, Felidae). *Papéis Avulsos de Zoologia (Sao Paulo)* 27:31–43
- XIMÉNEZ, A. 1975. *Felis geoffroyi*. *Mammalian Species* 54:1–4
- YANOSKY, A. Y C. MERCOLLI. 1994. Notes on the ecology of *Felis geoffroyi* in Northeastern Argentina. *American Midland Naturalist* 132:202–204
- ZANÓN MARTÍNEZ, J. 2006. Puesta a prueba de la extinción ecológica de presas autóctonas del puma (*Puma concolor*) en Patagonia. Tesis de Licenciatura, Universidad de la Patagonia Austral, Santa Cruz.
- ZEDROSSER, A., B. DAHLE Y J. SWENSON. 2006. Population density and food conditions determine adult female body size in Brown Bears. *Journal of Mammalogy* 87:510–518
- ZIELINSKI, W. 2000. Weasels and martens – Carnivores in Northern latitudes. Pp. 95–118 en: HALLE, S. Y N. STENSETH (Eds.). Activity patterns in small mammals. *Ecological Studies*, Vol. 141. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

INTEGRACIÓN GENERAL E IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL GATO MONTÉS A NIVEL DE PAISAJE

Las áreas protegidas juegan un importante papel en la conservación de la vida silvestre (Redford y Richter 1999), pero en general poseen tamaños limitados como para albergar poblaciones viables de muchas especies (Woodroffe y Ginsberg 1998; Brent Gurd et al. 2001). Es por eso que la necesidad de estudios poblacionales en sitios antropizados ha sido resaltada en los últimos años (p.e., Dumond et al. 2001; Boydston et al. 2003; Manor y Saltz 2005; Marker y Dickman 2005). Sin embargo, la gran mayoría de los estudios sobre la historia natural de carnívoros ha sido realizada en paisajes protegidos, por lo que el conocimiento sobre cómo las distintas especies responden a los cambios en el paisaje es muy escaso (Sargeant et al. 1998; Crooks 2002). El objetivo de este estudio fue reconocer la forma en que el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) hace frente al manejo ganadero y sus disturbios asociados en arbustales de la ecorregión del Monte. Esta información puede transformarse en el puntapié inicial hacia el reconocimiento de problemáticas de conservación o necesidades de manejo de la especie fuera de las áreas protegidas y constituye un paso fundamental para poner en perspectiva el rol que estas áreas juegan en la dinámica de este carnívoro.

En primer término, en este estudio se demostró que el manejo ganadero y sus disturbios asociados poseen un fuerte efecto sobre la estructura de la vegetación y sobre los recursos alimenticios del gato montés (Capítulos 2 y 3). La pérdida de cobertura vegetal en los campos ganaderos es muy marcada a nivel del estrato de gramíneas, lo que en buena medida puede explicar la disminución en la abundancia de roedores cricétidos (para una revisión sobre otros estudios similares ver Capítulo 1). Los tucos tucos y las aves pequeñas también evidencian declinaciones en los campos ganaderos, aunque los efectos parecen ser mayores en algunas estaciones del año y variables entre hábitats. La abundancia de aves tinamiformes y liebres europeas no parece verse afectada por este disturbio, aunque en algunas temporadas parece verse favorecido su incremento. En conjunto, la disponibilidad de presas para el gato montés alcanza un mínimo durante el invierno tanto en el área protegida como en los campos ganaderos, en coincidencia con el período de mayor rigurosidad climática y menor productividad del hábitat.

Para hacer frente a la escasez de alimento, algunos depredadores expanden su nicho trófico e incrementan el uso de recursos alternativos (p.e., Murdoch y Oaten 1975; Branch et al. 1996; Angerbjorn et al. 1999). Por el contrario, durante el período de escasez el gato montés utilizó los recursos presa de manera similar en el área protegida y los campos ganaderos (Capítulo 4), a pesar de la menor disponibilidad en los segundos. Los pequeños roedores constituyeron más del 40% de su dieta estacional a lo largo del año, lo que sugiere que se trata de un cazador altamente eficiente capaz de mantener un alto nivel de detección y captura de este tipo de presa a pesar de su escasez. Sin embargo, para hacer frente a esta disminución en la disponibilidad de alimento, el gato montés mostró una clara respuesta en su comportamiento espacial (Capítulo 5). En primer lugar, mostró un cambio en el uso del hábitat desde áreas estructuralmente más complejas (como los bosques y arbustales mixtos utilizados en el parque nacional) hacia áreas más abiertas (estepa erial y arbustales abiertos), probablemente motivado por el cambio en la disponibilidad relativa de sus presas en los distintos tipos de hábitat y posiblemente ayudado por la baja densidad de depredadores como el puma en estos sectores. Este cambio permitiría a los gatos monteses ubicarse en los sectores con mayor posibilidad de acceso a las presas durante el período de escasez, ya sea por su mayor disponibilidad o su mayor vulnerabilidad, y se vería acompañado en el caso de los machos por un incremento en la defensa de sus áreas de acción (Capítulo 5) para mantener su exclusividad de uso. A pesar de ello, los recursos en los campos ganaderos continúan siendo menos abundantes que en el área protegida, por lo que se hace necesario incrementar la tasa de movimientos (Capítulo 5) para acceder a un mayor número de presas y satisfacer así los requerimientos nutricionales.

Además de los efectos del manejo ganadero sobre el hábitat y la base de presas, al menos otros dos factores parecen ejercer presión sobre el gato montés en los campos ganaderos (Capítulo 7). Por un lado, los pobladores rurales cazan a estos felinos por considerarlos depredadores de aves de corral o para la venta de sus pieles, cuyo mercado ilegal se reabrió en años recientes. Por el otro, los perros que acompañan a los puesteros durante las recorridas del campo suelen matar felinos silvestres cuando se produce su encuentro casual. Así, estas fuentes de mortalidad se suman a los impactos sobre el hábitat y las presas, que llevan a disminuir la abundancia de este felino en campos ganaderos, lo que se refleja en la caída del 50% en su densidad en estos sitios respecto del área protegida (Capítulo 6).

El efecto conjunto de estos factores y la disminución en la abundancia de presas podrían también explicar la disminución en un 40% de la tasa de supervivencia de este carnívoro en los campos ganaderos con respecto al área protegida (Capítulo 7). Pero una condición adicional habría potenciado los efectos de esos factores de mortalidad e influido fuertemente sobre las tasas vitales durante este estudio. La sequía registrada en 2003 se tradujo en la mortalidad de casi todos los individuos

monitoreados en el parque nacional (Capítulo 7), y su impacto parece haberse extendido también sobre la abundancia de presas en 2007–2008 (Capítulo 3). Esta escasez de presas puede haber sido el disparador de la emigración de buena parte de los individuos residentes tanto en el parque nacional como en los campos ganaderos, apoyando la idea de que períodos de sequía severa o prolongada pueden tener fuertes efectos sobre los sistemas naturales (p.e. Caughley et al. 1985; Jaksic et al. 1997; Ogutu y Owen-Smith 2003).

La integración de la información ecológica y demográfica obtenida a escala local puede contextualizarse también en un análisis a nivel de paisaje, ya que la identificación de los mecanismos que influyen la dinámica de las poblaciones tiene consecuencias directas para la conservación o el manejo de las especies a ese nivel (Howe et al. 1991; Litvaitis et al. 1996). Por ejemplo, la preservación de pequeños parches de hábitat adecuado puede ser una medida muy efectiva para conservar poblaciones que tienen una dinámica metapoblacional (p.e., Beier 1993; Gaona et al 1998). En otros casos, especies de interés cinegético pueden manejarse a través de modelos de fuente – sumidero (p.e., Slough y Mowat 1996; Novaro et al. 2005; Robinson et al. 2008). Más aún, la información sobre parámetros ecológicos y demográficos puede integrarse con datos de hábitat o de variabilidad temporal en modelos espacialmente explícitos, cuya mayor complejidad redundará en un mayor “realismo” (p.e., Pulliam et al. 1992; Conroy et al. 1995; Turner et al. 1995). En este marco, ¿qué mecanismo a escala de paisaje podría explicar la dinámica de la población estudiada de gatos monteses?

EL GATO MONTES EN PAISAJES GANADEROS Y LA DINÁMICA FUENTE–SUMIDERO. La interacción entre la heterogeneidad intrínseca del paisaje y la heterogeneidad en el manejo ganadero en distintos establecimientos (cargas utilizadas, manejo o no del fuego, rotación o no de potreros, etc.) determina la forma en que esta actividad afecta al paisaje (Adler et al. 2001; Cingolani et al. 2008). Por ejemplo, Osem et al. (2002) encontraron que en sitios aledaños pero con diferente productividad el pastoreo tiene efectos muy distintos sobre la riqueza de especies, en tanto que Fuhlendorf y Engle (2001) sugirieron que el manejo intensivo del ganado puede producir la homogeneización del paisaje. Por otro lado, la caza puede ser también considerada como una forma de degradación del hábitat que en ciertas condiciones no puede ser percibida por los individuos (Doak 1995; Delibes et al. 2001), y su incidencia también puede ser variable entre parches de hábitat o establecimientos (Doak 1995; Novaro et al. 2005; Robinson et al. 2008). En definitiva, la interacción entre la heterogeneidad intrínseca del paisaje y la heterogeneidad en el manejo produce un mosaico de hábitats con distinta calidad que puede tener un fuerte efecto sobre la dinámica poblacional de las especies silvestres que lo habitan.

Pulliam (1988) propuso un mecanismo (dinámica fuente–sumidero) mediante el cual una población que ocupa un paisaje compuesto por parches con distinta calidad de hábitat puede mantenerse en el tiempo. Este mecanismo consiste en que los parches en los que la reproducción excede a la mortalidad (fuentes) exportan individuos hacia aquellos parches en los cuales la mortalidad excede a la reproducción (sumideros). Este flujo de individuos desde las fuentes hacia los sumideros impide que las subpoblaciones que habitan los hábitats de menor calidad se extingan. Como resultado, el “fitness” es variable entre subpoblaciones (o parches), pero la trayectoria final de la población depende tanto de las trayectorias individuales de cada subpoblación como de la interacción entre ellas (Pulliam 1988; Foppen et al. 2000; Vierling 2000; Novaro et al. 2005).

Varias fuentes de evidencia apuntan a que esta dinámica podría estar actuando en la población de gatos monteses estudiada. En primer término, si se asume que las especies territoriales ocupan el hábitat según el modelo de “distribución ideal despótica” (Fretwell y Lucas 1970), una mayor densidad en un parche puede indicar su mayor calidad de hábitat (Slough y Mowat 1996; Foppen et al. 2000; aunque van Horne 1983 y Howe et al. 1991 disienten respecto de esta relación). Considerando esta suposición, la evidencia obtenida durante el presente estudio (Capítulo 6) indica que el área protegida presentó mayor calidad de hábitat para el gato montés, dado que allí su densidad poblacional fue 50% superior a la de los campos ganaderos. Esta diferencia en la calidad de hábitat es el primer paso hacia la detección de potenciales fuentes y potenciales sumideros. Segundo, y como se demostró en el Capítulo 7, todos los eventos de dispersión registrados durante el estudio ocurrieron desde el área protegida hacia los campos ganaderos, como predicen los postulados de este mecanismo (Pulliam 1988; Novaro et al. 2005), y en ningún caso se observaron movimientos en la dirección opuesta. Tercero, la tasa de supervivencia de individuos en el área protegida fue mayor que en los campos ganaderos. Esta evidencia indica que el área protegida podría estar actuando como fuente de individuos y los campos ganaderos como sumideros.

Sin embargo, a pesar de que muchos de los aspectos reseñados para el sistema bajo estudio coinciden con los implicados en la dinámica fuente–sumidero, la población de gatos monteses mostró una tasa de emigración sorprendentemente elevada desde el sitio con menor supervivencia (campos ganaderos), una diferencia notable respecto de los sistemas “típicos” que funcionan según este mecanismo (p.e., Gaona et al. 1998; Novaro et al. 2005; Robinson et al. 2008). Si bien este alto nivel de emigración fue observado durante un período de sequía prolongada, evidencia adicional indicaría que la expulsión de individuos desde los “sumideros” puede ser también una condición permanente en esta población. Por un lado, en los campos ganaderos la disponibilidad de presas es menor, lo que baja la capacidad de carga de esos sitios y favorece la expulsión de individuos a umbrales de densidad más

bajos. Por el otro, si bien la densidad de gatos monteses residentes es baja en los campos ganaderos, estos tienen una alta productividad que podría ser favorecida por su alta territorialidad, su eficiencia para cazar y la alta productividad de las poblaciones de roedores presa (a pesar de su menor densidad). Como resultado, los campos ganaderos no parecen capaces de absorber individuos dispersantes en cantidades virtualmente ilimitadas, como se asume implícitamente en los modelos de fuente–sumidero (Williams et al. 2002:236). Más aún, y a pesar de que no se midieron las tasas de inmigración hacia los campos ganaderos, estos parecen actuar como áreas “exportadoras” de individuos, lo que contradice la definición de sumidero (*sensu* Pulliam 1988). Esta evidencia sugiere que, al menos para situaciones de sequía como la experimentada durante este estudio, el comportamiento a nivel de paisaje de la población de gatos monteses no puede ser explicado exclusivamente por modelos de fuente–sumidero. Es más, la dinámica aquí observada parece no ajustar a ningún mecanismo postulado hasta el momento.

POSTULACIÓN DE UN NUEVO MECANISMO. Los resultados sobre variables demográficas obtenidos para los campos ganaderos podrían ser extrapolables a nivel regional, debido a que el manejo que se realiza en la zona es relativamente homogéneo entre establecimientos y el grado de alteración del suelo y la vegetación no presenta grandes diferencias entre ellos. Esta condición pudo ser corroborada al menos para el sector de casi 130.000 ha relevado durante este estudio (ver Capítulo 2). Por otro lado, existen en la zona campos temporalmente abandonados o subutilizados producto de las condiciones climáticas adversas (p.e., sequías) y los vaivenes del mercado pecuario (Sr. Rubén Culla, Administrador “Establecimiento Aguas Blancas”, com. pers.). Si se asume que otros campos ganaderos de la zona contienen subpoblaciones de gato montés con variables demográficas similares a las de los campos ganaderos estudiados y que los campos abandonados o subutilizados contienen subpoblaciones de gato montés con variables demográficas similares a las del área protegida, es posible entonces que la dinámica poblacional de la especie a nivel de paisaje implique la existencia de fuentes o refugios inmersas en una extensa matriz de campos ganaderos con manejo tradicional extensivo donde la mortalidad de gatos monteses es alta pero la productividad de los escasos individuos residentes también es alta. Los individuos que emigran desde las fuentes o desde los campos ganaderos en los que nacen ingresan a través del proceso de dispersión a otros campos ganaderos pero sólo pueden establecer áreas de acción permanentes en aquellos sitios donde los individuos residentes emigraron, murieron o fueron removidos por cacería u otros motivos. Aquellos dispersantes que no encuentran territorios disponibles deben continuar movilizándose a través del paisaje hasta encontrar un área vacante o hasta lograr desplazar a un individuo residente. Debido a que la mayor parte de la población se encuentra en campos ganaderos (por la extensa superficie ocupada por estos y la homogeneidad del paisaje) y las

fuentes “verdaderas” pueden ser escasas como para suministrar individuos a toda esa superficie, es posible que la persistencia en el largo plazo de la población dependa tanto de la existencia de las escasas fuentes propiamente dichas como de la persistencia de subpoblaciones en campos ganaderos con individuos residentes reproductivos que, a pesar de su baja supervivencia y baja densidad, pueden seguir reclutando individuos hacia la población regional. Se propone denominar a este mecanismo como “hipótesis de la matriz de adversidad demográfica intermedia”.

La relevancia de esta dinámica debe ser considerada debido a su importancia para la conservación de la especie e incluso para resaltar el rol del Parque Nacional Lihué Calel en ese contexto. En los modelos fuente–sumidero, la existencia de fuentes es vital para la viabilidad del sistema, ya que sin el aporte de individuos hacia los sumideros se produce inexorablemente la extinción total de la población (Pulliam 1988). Por el contrario, la desaparición de las escasas fuentes presentes en el sistema aquí propuesto no implicaría necesariamente la extinción de la población de gato montés, sino que generaría una población que se mantiene a un menor nivel de densidad regional, con alto recambio de individuos en todo el paisaje y posiblemente con pocos adultos de edad avanzada, entre otros cambios demográficos. Si bien este resultado es menos “catastrófico” que el que predice la dinámica fuente–sumidero, el sistema resultante no es necesariamente un sistema deseable, ya que la desaparición de las fuentes implica que no habría ninguna subpoblación demográficamente “madura” o con baja “adversidad demográfica” sino una gran población con variables demográficas alteradas.

En este marco, al menos dos hechos deben ser tenidos en cuenta para planificar correctamente la conservación de este felino a nivel de paisaje. Primero, en el sur de la provincia de La Pampa la ganadería extensiva es casi la única forma de uso de la tierra, y la mínima superficie necesaria para producción es alta (desde 2000 ha) debido a la baja receptividad ganadera (10 a 35 ha por vacuno) del terreno (INTA 2004; Guevara et al. 2009). Esto se refleja en establecimientos ganaderos grandes (con superficie modal de producción de 5000 ha; ver Capítulo 2) que conforman un paisaje con escaso lugar para áreas poco alteradas por la actividad ganadera. Como esta “matriz de adversidad demográfica intermedia” para el gato montés es extensa, la planificación de la conservación de la especie a nivel de paisaje debe considerar la implementación de mecanismos que mantengan la productividad de las subpoblaciones presentes en campos ganaderos, asegurando que los individuos allí residentes puedan seguir reproduciéndose exitosamente. En este punto, cabe destacar que el manejo ganadero extensivo al menos permite la permanencia de subpoblaciones relativamente productivas de este felino, como lo indican los datos obtenidos. Por el contrario, un escenario de manejo intensivo muy probablemente favorecería la eliminación de poblaciones demográficamente productivas, quedando sólo sumideros en sentido estricto. Por otro lado, y a fin de mantener representadas subpoblaciones demográficamente

“maduras”, debe asegurarse la persistencia de las subpoblaciones presentes en el Parque Nacional Lihué Calel y en otras áreas relativamente poco alteradas, a pesar de su escasa superficie y representación espacial. Esto cobra mayor relevancia si se considera que el sistema provincial de áreas protegidas posee sólo cinco reservas en la mitad sur del distrito (Salitral Encantado, La Reforma, Laguna Guatraché, Pichi Mahuida y Embalse Casa de Piedra), y la más cercana a Lihué Calel está ubicada a unos 90 km de distancia.

Si bien esta dinámica surge de la interpretación de los datos obtenidos, más estudios son necesarios para generar evidencia cuantitativa que apoye su existencia, para identificar el peso relativo de los distintos factores que pueden afectarla y para reconocer cuán extendida puede estar en poblaciones de otras especies. Por ejemplo, información adicional es necesaria para reconocer cuán estables son estas zonas de adversidad demográfica intermedia y si tienen un rol en la estabilización o desestabilización de las fuentes similar al que tienen los sumideros en los sistemas fuente–sumidero (p.e., Buechner 1987; Howe et al. 1991; Wootton y Bell 1992; Gaona et al. 1998). También es importante determinar cómo se vería afectado este mecanismo por un cambio en los parámetros demográficos actuales. La degradación del hábitat puede tener fuertes efectos sobre la tasa de crecimiento poblacional, con pequeñas cantidades de degradación conduciendo a grandes decrementos en la tasa de crecimiento poblacional o incluso resultando en la rápida declinación de poblaciones previamente estables (Doak 1995). El incremento en las cargas ganaderas o el aumento en la tasa de mortalidad de gatos monteses (p.e., por el aumento del precio de su piel en el mercado ilegal) pueden ser factibles en la región en el corto o mediano plazo, y ambas causas contribuyen a disminuir la calidad del hábitat para este felino.

Finalmente, cabe hacer mención a la capacidad dispersiva del gato montés debido al rol que juega este mecanismo para la viabilidad del sistema. Como se mencionó, la posibilidad de intercambio de individuos entre las subpoblaciones (a través de la dispersión) es fundamental para impedir la extinción de las subpoblaciones en las que la reproducción no compensa a la mortalidad. Dado que la posibilidad de contacto entre subpoblaciones decrece a medida que la distancia entre ellas se incrementa, la habilidad para dispersar largas distancias y a través de paisajes alterados puede mejorar las chances de contacto. Por ejemplo, el lince ibérico (*Lynx pardinus*) selecciona hábitats de alta calidad para asentarse y reproducirse, pero puede utilizar hábitats de baja calidad (incluso moderadamente degradados por el hombre) durante su dispersión (Palomares 2001). Esta habilidad es fundamental para mantener la estructura metapoblacional que la especie exhibe actualmente producto de la fragmentación del paisaje (Gaona et al. 1998). Por otro lado, el puma en las montañas de San Andrés (Nuevo México) persiste en pequeños núcleos separados por áreas donde no existen pumas

residentes, por lo que la viabilidad de esos núcleos depende del intercambio de individuos dispersantes entre ellos (Sweaner et al. 2000). A fin de trasladarse entre parches, los pumas dispersantes realizan allí movimientos de más de 200 km.

Muchas especies de carnívoros poseen gran capacidad de movimiento (Sunquist y Sunquist 2001) y usualmente el contacto entre subpoblaciones está ligado a la capacidad de los individuos para sortear potenciales agentes de aislamiento (“barreras”; p.e., Forman y Alexander 1998; Riley et al. 2006). Si bien se desconoce qué rol juegan los distintos elementos del paisaje (rutas, áreas urbanizadas, infraestructura ganadera, etc.) durante los eventos dispersivos del gato montés, existe evidencia que puede echar luz sobre este tópico. Como fue demostrado, este felino posee gran capacidad para trasladarse grandes distancias (Capítulo 7) y flexibilidad para explotar distintos tipos de hábitats (Capítulo 5), características que pueden ser importantes para la conectividad de subpoblaciones en el contexto del paisaje ganadero actual. Debido a que prácticamente todo el territorio emplazado entre el área de estudio y el sitio de hallazgo de los individuos que realizaron movimientos emigratorios de >50 km (Capítulo 7) estuvo constituido por campos ganaderos, puede especularse con que el manejo ganadero y su infraestructura asociada no constituyen barreras para su dispersión. Evidencia adicional sobre la capacidad de dispersión de la especie fue obtenida en otros estudios. Por ejemplo, machos y hembras de la especie fueron observados en reiteradas oportunidades cruzando ríos caudalosos de más de 30 metros de ancho durante su dispersión en el sur de Chile (Johnson y Franklin 1991), en tanto que un macho en la llanura Pampeana estableció su área de acción en una zona fuertemente antropizada y se trasladó asiduamente por campos cultivados (Castillo et al. 2008). Esta capacidad para realizar movimientos de largo alcance y la plasticidad para utilizar hábitats alterados sugieren que la conectividad podría ser alta entre las distintas subpoblaciones, lo que podría reducir los riesgos de extinción en sitios donde la remoción de individuos es alta y la actividad ganadera alcanza gran desarrollo.

En apoyo a esta idea, Johnson et al. (1999) estudiaron la estructuración genética del gato montés a lo largo de toda su área de distribución, y a pesar de que la escala allí considerada difiere mucho de la considerada en el presente estudio, hallaron evidencia similar sobre la habilidad dispersiva y el flujo genético en este carnívoro. Estos autores no hallaron un patrón biogeográfico definido en la especie y sugirieron que los distintos núcleos poblacionales se desarrollaron evolutivamente como una gran población panmítica, sin barreras significativas al flujo génico. Este patrón fue atribuido a su gran plasticidad en el uso del hábitat, característica que haría que su dispersión se vea menos afectada por cambios ecológicos que en otras especies más selectivas de hábitat.

La evidencia obtenida a lo largo de este estudio indica que el gato montés es un felino con plasticidad comportamental, capaz de adaptarse y explotar hábitats alterados y con posibilidad de persistir en sitios donde enfrenta altos niveles de remoción. Estas particularidades biológicas podrían haber canalizado su recuperación después de haber sido una de las especies de felino más explotadas del mundo para abastecer el mercado de pieles (McMahan 1986). En la actualidad es la única especie de felino presente en casi todas las provincias políticas de la Argentina, por lo que puede considerarse como la especie del grupo más “típica” del país y, debido a que su presencia en Estados limítrofes es casi marginal, su conservación a nivel global está fuertemente ligada a su suerte en la Argentina. Esto representa un reto particularmente importante, ya que involucra compatibilizar su preservación con las necesidades de un país con fuertes carencias sociales y que basa su desarrollo económico en la explotación de los recursos naturales.

BIBLIOGRAFÍA

- ADLER, P., D. RAFF Y W. LAUENROTH. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128:465–479
- ANGERBJORN, A., M. TANNERFELDT Y S. ERLINGE. 1999. Predator–prey relationship, arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68:34–49
- BEIER, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7:94–108
- BOYDSTON, E., K. KAPHEIM, H. WATTS, M. SZYKMAN Y K. HOLEKAMP. 2003. Altered behaviour in spotted hyena associated with increased human activity. *Animal Conservation* 6:207–219
- BRANCH, L., M. PESSINO Y D. VILLARREAL. 1996. Response of pumas to a population decline of the plains vizcacha. *Journal of Mammalogy* 77:1132–1140
- BRENT GURD, D., T. NUDDS Y D. RIVARD. 2001. Conservation of mammals in eastern North America wildlife reserves: How small is to small? *Conservation Biology* 15:1355–1363
- BUECHNER, M. 1987. Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biological Conservation* 41:57–76
- CASTILLO, D., E. LUENGOS VIDAL, M. LUCHERINI Y E. CASANAVE. 2008. First report on the Geoffroy’s cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat News* 49:27–28
- CAUGHLEY, G., G. GRIGG Y L. SMITH. 1985. The effect of drought on kangaroo populations. *Journal of Wildlife Management* 49:679–685
- CINGOLANI, A., I. NOY-MEIR, D. RENISON Y M. CABIDO. 2008. La ganadería extensiva ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos?. *Ecología Austral* 18:253–271
- CONROY, M., Y. COHEN, F. JAMES, Y. MATSINOS Y B. MAURER. 1995. Parameter estimation, reliability, and model improvement for spatially explicit models of animal populations. *Ecological Applications* 5:17–19

- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502
- DELIBES, M., P. GAONA Y P. FERRERAS. 2001. Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *American Naturalist* 158:277–285
- DOAK, D. 1995. Source-sink models and the problem of habitat degradation: general models and applications to the Yellowstone Grizzly. *Conservation Biology* 9:1370–1379
- DUMOND, M., M. VILLARD Y E. TREMBLAY. 2001. Does coyote diet vary seasonally between a protected and an unprotected forest landscape? *Ecoscience* 8:301–310
- FOPPEN, R., J. CHARDON Y W. LIEFVELD. 2000. Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: Reed Warbler in an agricultural landscape. *Conservation Biology* 14:1881–1892
- FORMAN, R. Y L. ALEXANDER. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207–231
- FRETWELL, S. Y H. LUCAS. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica* 19:16–36
- FUHLENDORF, S. Y D. ENGLE. 2001. Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience* 51:625–632
- GAONA, P., P. FERRERAS Y M. DELIBES. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68:349–370
- GUEVARA, J., E. GRÜN WALDT, O. ESTEVEZ, A. BISIGATO, L. BLANCO, F. BIURRUN, C. FERRANDO, C. CHIRINO, E. MORICI, B. FERNÁNDEZ, L. ALLEGRETTI Y C. PASSERA. 2009. Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73:228–237
- HOWE, R., G. DAVIS Y V. MOSCA. 1991. The demographic significance of ‘sink’ populations. *Biological Conservation* 57:239–255
- INTA. 2004. Inventario Integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. Segunda Edición. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Universidad Nacional de La Pampa y Subsecretaría de Cultura de La Pampa. CD multimedia.
- JAKSIC, F., S. SILVA, P. MESERVE Y J. GUTIÉRREZ. 1997. A long-term study of vertebrate predator responses to an El Niño (ENSO) disturbance in western South America. *Oikos* 78:341–354
- JOHNSON, W. Y W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72:815–820
- JOHNSON, W., J. PECON SLATTERY, E. EIZIRIK, J. KIM, M. MENOTTI RAYMOND, ET AL. 1999. Disparate phylogeographic patterns of molecular genetic variation in four closely related South American small cat species. *Molecular Ecology* 8:S79–S94
- LITVAITIS, J., J. BELTRÁN, M. DELIBES, S. MORENO Y R. VILLAFUERTE. 1996. Sustaining felid populations in humanized landscapes. *Journal of Wildlife Research* 1:292–296
- MANOR, R. Y D. SALTZ. 2005. Effects of human disturbance on use of space and flight distance of mountain gazelles. *Journal of Wildlife Management* 69:1683–1690
- MARKER, L. Y A. DICKMAN. 2005. Factors affecting leopard (*Panthera pardus*) spatial ecology, with particular reference to Namibian farmlands. *South African Journal of Wildlife Research* 35:105–115

- MCCAHAN, L. 1986. The international cat trade. Pp. 461–487 en: MILLER, S. Y D. EVERETT (Eds.). *Cats of the World*. National Wildlife Federation, Washington DC.
- MURDOCH, W. Y A. OATEN. 1975. Predation and population stability. *Advances in Ecological Research* 9:2–132
- NOVARO, A., M. FUNES Y S. WALKER. 2005. An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology* 42:910–920
- OGUTU, J. Y N. OWEN-SMITH. 2003. ENSO, rainfall and temperature influences on extreme population declines among African savanna ungulates. *Ecology Letters* 6:412–419
- OSEM, Y., A. PEREVOLOTSKY Y J. KIGEL. 2002. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology* 90:936–946
- PALOMARES, F. 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38:9–18
- PULLIAM, H. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652–661
- PULLIAM, H., J. DUNNING Y J. LIU. 1992. Population dynamics in complex landscapes: A case study. *Ecological Applications* 2:165–177
- REDFORD, K. Y B. RICHTER. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13:1246–1256
- RILEY, S., J. POLLINGER, R. SAUVAJOT, E. YORK, C. BROMLEY, T. FULLER Y R. WAYNE. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15:1733–1741
- ROBINSON, H., R. WIELGUS, H. COOLEY Y S. COOLEY. 2008. Sink populations in carnivore management: cougar demography and immigration in a hunted population. *Ecological Applications* 18:1028–1037
- SARGEANT, G., D. JOHNSON Y W. BERG. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62:1235–1245
- SKALSKI, J., K. RYDING Y J. MILLSAUGH. 2005. *Wildlife demography. Analysis of sex, age, and count data*. Primera Edición, Elsevier Inc.
- SLOUGH, B. Y G. MOWAT. 1996. Lynx population dynamics in an untrapped refugium. *Journal of Wildlife Management* 60:946–961
- SUNQUIST, M. Y F. SUNQUIST. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. Pp. 399–418 en: GITTLEMAN, J., S. FUNK, D. MACDONALD Y R. WAYNE (Eds.). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press., Cambridge.
- SWEANOR, L., K. LOGAN Y M. HORNOCKER. 2000. Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology* 14:798–808
- TURNER, M., G. ARTHAUD, R. ENGSTROM, S. HEJL, J. LIU, S. LOEB Y K. MCKELVEY. 1995. Usefulness of spatially explicit population models in land management. *Ecological Applications* 5:12–16
- VAN HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47:893–901
- VIERLING, K. 2000. Source and sink habitats of red-winged blackbirds in a rural–suburban landscape. *Ecological Applications* 10:1211–1218
- WILLIAMS, B., M. CONROY Y J. NICHOLS. 2002. *Analysis and management of animal populations. Modeling, estimation, and decision making*. Academic Press, 817 pp.
- WOODROFFE, R. Y J. GINSBERG. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128

WOOTTON, J. Y D. BELL. 1992. A metapopulation model of the peregrine falcon in California: viability and management strategies. *Ecological Applications* 2:307–321