



TESIS MAGISTER EN BIOLOGIA

ESTUDIO COMPARADO DE METODOLOGÍAS DE CAPTURA Y DE
ESTIMACIÓN DE LAS POBLACIONES DE ZORRO PAMPEANO
Pseudalopex gymnocercus.

LIC. ESTELA M. LUENGOS VIDAL

Bahía Blanca
Argentina

2003

Attention is drawn to the fact that the copyright of this thesis rests with its author.

This copy of the thesis has been supplied on condition that anyone who consults is understood to recognize that its copyright rests with its author and that no information derived from it may be published without the author's prior written consent.



TESIS MAGISTER EN BIOLOGIA

ESTUDIO COMPARADO DE METODOLOGÍAS DE CAPTURA Y DE
ESTIMACIÓN DE LAS POBLACIONES DE ZORRO PAMPEANO
Pseudalopex gymnocercus.

LIC. ESTELA M. LUENGOS VIDAL

Bahía Blanca
Argentina

2003

PREFACIO

Esta tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Magister en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otras. La misma contiene los resultados de Investigaciones llevadas a cabo en la Cátedra de. Fisiología Animal, dependiente del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, durante el período comprendido entre el 16/07/1998 y el 27/11/03, bajo la dirección del Dr. Mauro Lucherini y la dirección adjunta de la Dra. Emma B. Casanave, Adj a/c, Cátedra de Fisiología Animal.

Estela M Luengos Vidal

Bahía Blanca,
27 de Noviembre del 2003

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

Universidad Nacional del Sur

Agradecimientos

Al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia por permitirme realizar esta tesis en las dependencias del mismo.

A la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) quien me otorgó las becas de Estudio (1998-1999) y Perfeccionamiento (2001-2003), en el marco del cual se desarrolló esta tesis.

Al Dr. Mauro Lucherini por dirigirme en esta tesis y por compartir conmigo tanto tiempo.

A la Dra. Emma B. Casanave por dirigirme en esta tesis y por confiar en este proyecto.

A SGCyT-UNS, CIC y Earthwatch Institute por su apoyo económico al proyecto general sobre carnívoros pampeanos, del cual esta tesis forma parte.

Al Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires por permitir el desarrollo del proyecto en el Parque Provincial E. Tornquist; a la Lic. Victoria Mazola y al cuerpo de Guardaparques de dicho Parque en particular a los Gpques. Daniel Porte, Gabriel Castresana y Aníbal Areco quienes colaboraron entusiastamente en las instancias iniciales de este proyecto.

A la M. V. M. Uhart y a su equipo de veterinarias de campo, por su apoyo en las primeras campañas de captura.

Al Lic. L. Colantoni por facilitarnos material de campo.

A todos aquellos que colaboraron con el trabajo de campo, pero particularmente a Claudia M. Manfredi, Diego E. Birochio, Joaquín Baglioni, Diego F. Castillo, Mariano Ciuccio, Adrián Taboada, Sergio M. Minini, Enrique Zuchino, Melisa Fernandez Severini, Lucas Vernier, Carolina Marull, Soledad Araujo, Arnaud Desvies, Lucia Soler y Maria José Merino con quienes compartí más de una helada madrugada y algunos no pocos caluroso medios días serranos y con quienes, por más que las cosas de la vida nos separe, siempre persistirá el agradable recuerdo de alguna campaña.

A todos los voluntarios, en particular a A. Surgenor, y al staff de Eartwatch Institute, voluntarios de guardaparques, guías de turismo del parque, veterinarios, estudiantes, amigos y familiares de amigos quienes han colaborado de alguna forma u otra con el proyecto.

A Luigi Merino y familia por su permanente apoyo logístico y su calidez de siempre.

A Marcelo y los demás chicos por ayudarme con la impresión y a terminar a tiempo.

A Claudia y Dana Manfredi por colaborar en la organización del mar de datos y por todas las tardes de paciencia y lucha con la computadora.

A Paula Monje, Diego Zappacosta, a mis hermanos Angeles y Miguel, y al resto de mis amigos, por su apoyo y amistad que ayudo a traspasar los momentos difíciles y con los cuales compartí muchas alegrías durante el desarrollo de la tesis.

A mi padre, gracias a quien descubrí el placer de estar en el campo y a mi madre, que me enseñó que siempre se puede seguir adelante.

A Diego Birochio por tantas y tantas campañas compartidas.

A Lucia Soler por marcar siempre el camino.

RESUMEN

Los esfuerzos por regular la caza del zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) desde un enfoque sustentable a largo plazo, plantean la necesidad primaria de obtener información biológica sobre la especie. Esta necesidad es mayor en las áreas de su distribución donde los ecosistemas han sido fuertemente alterados, como ha ocurrido en la llanura pampeana.

La estimación de la densidad es una herramienta básica para el monitoreo de las poblaciones silvestres y muchos de los métodos de estimación implican captura y manipulación de los animales. Por ello, el objetivo de esta tesis fue evaluar tipos de trampas para captura viva de zorros y comparar métodos de estimación del tamaño de sus poblaciones en el sudoeste de la Prov. de Bs. As, durante el período dic. 1998- mar. 2003.

Se utilizaron jaulas trampa, cepos acolchados y lazos al cuello y se compararon por medio de los índices de eficiencia de captura, selectividad, confiabilidad y tasa de malfuncionamiento. Se analizaron cuantitativamente, además, los daños producidos en la especie y en especie no blanco. El tamaño poblacional se estimó mediante índices basados en: estaciones de cebado, conteo de heces, observación de presencia en transectas a pie y en camioneta, esfuerzo de captura y estimación de densidad absoluta, sustentada esta en: tamaño de *home range*; esfuerzo de captura; captura, marcado y recaptura (o avistaje) de una submuestra de la población y muestreo de distancia en transectas en líneas recorridas en camioneta.

El rendimiento de los cepos para capturar zorro pampeano fue comparable al de los lazos. Los daños producidos por los cepos no fueron graves aunque si generalmente mayores que los producidos por los lazos. Pero los lazos fueron las únicas trampas en la que se observó miopatía de captura. Las jaulas fueron el peor modelo en funcionamiento, pero produjeron el menor daño. El cebo pareció tener un efecto más fuerte sobre la eficiencia de trampeo que el modelo de la trampa.

De nuestros datos surge que tanto las estaciones de cebado como las transectas nocturnas a pie no serían buenos índices de abundancia. Las transectas nocturnas en camioneta mostraron buenos resultados donde fue posible aplicarlas. Las transectas de búsqueda de heces resultaron ser la mejor forma de estimar la densidad relativa. La densidad absoluta estimada por medio de transectas nocturnas dio valores muy bajos debido al número escaso de observaciones y la densidad por medio de captura y recaptura o reobservación dio resultados solo esperables para cánidos sociales. Los estimadores basados en captura y uso de telemetría dieron densidades que podrían ser más realistas.

Nuestros resultados constituyen el primer aporte al intento de estimación de densidad y calibración de métodos para el monitoreo de *P. gymnocercus*, pero se necesita más investigación sobre la especie y sobre los modelos para verificar su confiabilidad.

ABSTRACT

The efforts to regulate the sustainable hunting of the pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) from a long term view, bring the main need to obtain biological information about this specie. This is particularly important in areas of its distribution where habitat has been strongly disturbed as it is the case of the pampas grassland.

The estimation of the density is a basic tool for monitoring wild populations and most of the estimation methods imply capture and manipulation of the animals, this is why this thesis aimed to evaluate different types of restraining devices and compare methods for the estimation of population size in the southeast of Buenos Aires Province (Argentina) from December 1998 to March 2003.

We used box traps, soft padded-hold traps and neck snares, and they were compared through the capture efficiency, selectivity, reliability and the rate of malfunction indexes. We also compared, quantitatively, the damage produced to pampas foxes and other carnivore species. The population size was estimated through indexes based on scent stations, faeces count, sightings in linear transects made on foot and by truck, capture success, and absolute density estimations based on the size of the home range, capture success, capture, mark and recapture (or sightings) of a sub sample of the population, and distance survey on linear transects made by truck.

The effectiveness of the leg traps to capture pampas foxes was similar to the snares. Although the damage produced by leg traps was not serious, it was worse than the damage produced by snares. However, snares were the only traps in which we recorded capture miopathy. The box traps were the worst models, but they produced less damage than the others. The bait seemed to have a stronger effect on the trapping efficiency than the trap model.

From our data arise that scent stations and nocturnal transects made on foot would not provided reliable abundance indexes. The nocturnal transects by truck showed good results where we were able to do them. The faeces count transects were the best way to estimate the relative abundance. The absolute abundance estimated through nocturnal transects gave us very low values due to the scarce number of sightings; and the density through the capture and recapture or resightings gave results only expected for social canids. The estimators based on capture and telemetry use gave densities, which could be more realistic.

Our results are the first contribution in the estimate of the density and testing of methods for monitoring wild populations of *P. gymnocercus*, but we need more research about both, this specie and the reliability of the models.

Índice

Páginas

Capítulo 1: -PRESENTACION DE LA TESIS

Introducción	1-8
Objetivos	9
Área de Estudio	10-14

Capítulo 2: EVALUACIÓN DE TRES TIPOS DE TRAMPAS DE RESTRICCIÓN PARA ZORRO PAMPEANO

Introducción	15-17
Objetivos	18
Materiales y métodos	18-23
Resultados	23-27
Discusión	27-29
Figuras	30-34

Capítulo 3: EVALUACION DE LOS DAÑOS PRODUCIDOS POR LOS DISTINTOS TIPOS DE TRAMPAS EN ZORRO PAMPEANO

Introducción	35-37
Objetivos	37
Materiales y métodos	37-40
Resultados	40-45
Discusión	45-49
Figuras	50-55

Capítulo 4: CARACTERIZACIÓN MORFOLOGÍCA Y ESTRUCTURA DE LA POBLACION DE ZORRO PAMPEANO EN TRES AREAS DE LA PCIA DE BUENOS AIRES

Introducción	56
Objetivos	57
Materiales y métodos	57-58
Resultados	59-61
Discusión	62
Figuras	63

Capítulo 5: COMPARACION DE METODOS PARA ESTIMAR LA ABUNDANCIA DE ZORRO PAMPEANO EN EL PARQUE PROVINCIAL E. TORNQUIST

Introducción	64-72
Objetivos	72
Materiales y métodos	72-84
Resultados	85-100
Discusión	102-109
Figuras	111-120

Capítulo 6: CONCLUSIONES.....

Anexo	124-128
Bibliografía	129-143
Addenda	144-145

CAPITULO 1

PRESENTACION DE LA TESIS

INTRODUCCION

Los motivos que conducen al estudio de una especie de carnívoro pueden ser muy variados. Desde un punto de vista teórico, los carnívoros muchas veces fueron elegidos como importantes objetos potenciales de estudio debido a que juegan un rol indispensable en los ecosistemas naturales; algunos son muy sensibles a las perturbaciones que se puedan producir en el ambiente por modificaciones - aún leves - de las condiciones ideales, como las aportadas por el hombre; por estar ubicados en la cumbre de la pirámide energética, muchos carnívoros pueden representar especies cuya protección permite proteger muchas otras con ellas relacionadas contribuyendo, por lo tanto, a defender la biodiversidad de las áreas en las cuales viven (Ginsberg y Macdonald 1990); son casi siempre especies conflictivas, por sus hábitos alimenticios y como posibles vehículos de enfermedades; en muchos casos sus pieles tienen un valor económico no despreciable, calificándolos como potenciales recursos alternativos renovables; por último, se colocan frecuentemente entre las especies más apreciadas por el hombre, por su belleza, rareza y elusividad (Martin 1998). Todas estas razones conllevan la necesidad de obtener información que permita el manejo de las poblaciones silvestres de carnívoros y mejorar la comprensión de su rol en el ecosistema. Una de las informaciones más importantes para ello es conocer las densidades en las cuales se encuentran las mismas, cuales son sus variaciones - naturales o producidas por el hombre- a lo largo del tiempo y cuales son las técnicas más aptas para estos tipos de estudios.

En este momento, en el cual los problemas con la vida silvestre se están incrementando, en general se responde más a las razones prácticas que puedan conducir a soluciones a corto plazo de conflictos (Martin 1998). Los conflictos que tienen prioridad son, en general, aquellos que se hallan en los extremos de una larga lista; es

decir, poseen prioridad aquellas situaciones que involucran especies cuyo riesgo de extinción es inminente, ej.: feneco, *Vulpes fenex* (Zimmermann, 1780) y aquellas que causan grandes pérdidas económicas al hombre y sobre las cuales se deben tomar decisiones de alto compromiso entre la conservación y la economía, ej.: coyote, *Canis latrans* (Say 1823), zorro colorado, *Vulpes vulpes* (L. 1758).

Existen otras especies, como *Pseudalopex gymnocercus* (Fisher, 1814), el zorro pampeano, que parecerían ser bastante ubicuas y con conflictos con el hombre de importancia intermedia. Sobre estas, muchas veces se toman medidas de manejo basadas en extrapolaciones y sin tener más que escasos conocimientos de la especie y permanecen sin ser prioritarias para las organizaciones tanto privadas como gubernamentales, que subsidian las investigaciones.

El comercio de pieles ha sido para Argentina una importante industria desde tiempos de la colonia (Nolon 2003), y es aún en la actualidad una importante fuente de recursos para la población rural (Novaro 1993). Sin embargo, la regulación del comercio peletero está basada fundamentalmente en la demanda del mercado y no en la sustentabilidad de la fuente a largo plazo (Nolon 2003). Los esfuerzos por regular este comercio desde un enfoque sustentable a largo plazo han planteado la necesidad primaria de obtener información biológica sobre especies tales como *P. gymnocercus* (Novaro y Funes 1999), de amplia distribución y escasamente conocida. Esta necesidad se ve incrementada en las áreas de su distribución donde los ecosistemas han sido fuertemente alterados y existe una alta presión antrópica, como es el caso de la llanura pampeana (Vila y Bertonatti 1993).

LA ESPECIE: - *PSEUDALOPEX GYMNOERCUS*

Especie: *Pseudalopex gymnocercus* (fig. 1.1)

Autor: G. Fisher, 1814.

Descripción original: *Zoognosia*, 3:xi. 178.

Nombre original: (*Procyon*) *gymnocercus* Fisher, 1814.

Localidad típica: Paraguay, citado por Cabrera (1958) en los alrededores de Asunción.

Sinónimos específicos (en los cuales el nombre válido es *gymnocercus*): *antiguus*, *brasiliensis*, *cinoargenteus*, *entrierianus*, *fossilis*, *protalopex*.

Nombre vulgar: Azara's fox (inglés); Zorro pampa, zorro gris pampeano, zorro pampeano (Arg.), zorro de campo (Uruguay); zorro de patas amarillas (Bolivia); rasposa do mato (Brasil).

El estatus taxonómico de los zorros de Argentina ha sido escasamente tratado desde sus descripciones originales. Una importante revisión del género *Lycalopex* (sinónimo de *Pseudalopex*), realizada por Zunino *et al.* (1995) y basada en características morfométricas, propone que el zorro gris chico-*Pseudalopex griseus*, (Gray, 1837)- y el pampeano sean variaciones clinales de una misma especie. Basándose en el análisis cromosómico tampoco se pudo distinguir entre estas especies (Gallardo y Formas 1975, Vitullo y Zuleta 1992).

A pesar de esto, en los clásicos trabajos de Redford y Eisenberg (1992) y Wozencraft (1993), el zorro gris y el pampeano son tratados como dos especies distintas y esta clasificación fue usada por el Canid Specialist Group, UICN (Ginsberg y Macdonald 1990). A escala nacional, en la categorización realizada con el objeto de compaginar el Libro Rojo de los mamíferos argentinos (Díaz y Ojeda 2000), se los consideró dos especies separadas, así como también en estudios relacionados al manejo de las poblaciones (Novaro y Funes 1999) y en las recientes disposiciones legales para su caza (Disposiciones Provinciales de la Provincia de Buenos Aires desde el 2000 al 2002). En el desarrollo del presente trabajo se adoptó el mismo criterio, por considerarse que el aporte al conocimiento de la / las especies de zorros será más transparente de esta forma.

El rango de distribución del zorro pampeano, un habitante típico de praderas, pastizales y montes abiertos, abarca el oeste de Bolivia, este de Paraguay, sur de Brasil

y el noreste de Argentina, hasta el norte de la Provincia de Río Negro (Redford y Eisenberg 1992). No obstante, la información precisa sobre los límites de su distribución y sobre las áreas de solapamiento con otras especies es insuficiente (Obs. personal; Novaro y Funes 1999).

Estos cánidos son considerados predadores omnívoros (es decir, que se alimentan de una gran variedad de alimentos en un área dada), pero principalmente consumen una alta proporción de roedores, lagomorfos y aves. Se observan variaciones en la dieta que se podrían deber a la disponibilidad de presas, como fue demostrado para otras especies de zorros tales como *V. vulpes* (Doncaster *et al.* 1990) o para el coyote (Reichel 1991).

Un problema que se presenta en el estudio de la dieta es la difícil discriminación de las heces en las áreas en que se solapa con *Cerdocyon thous* (L. 1766), zorro de monte (Mercado 1999, Varela 1993); los resultados son poco precisos, hallándose algunas diferencias si se analiza la dieta sobre la base del contenido estomacal (Craviño *et al.* 1999).

En general, los estudios realizados sobre *P. gymnocercus* han tratado de analizar la presión que este ejerce sobre el ganado. Un estudio realizado en Brasil le asigna a *P. gymnocercus* hábitos más carnívoros que a *C. thous* aunque no tendría preferencia entre carroña y animales vivos, no encontrando evidencia suficiente como para considerarlo un predador importante de corderos (Pradella Dotto 1997). En Uruguay se halló en el contenido estomacal de zorro pampeano menor frecuencia de aparición pero mayor abundancia de ganado con respecto al zorro de monte, proponiendo los autores una segregación temporal en el consumo de las presas; de todas formas, en ambos casos, el consumo de ganado representaría menos del 20% de la abundancia en la dieta (Craviño *et al.* 1999).

Se le ha asignado también un importante rol en la diseminación de plantas indígenas (Varela 1993) y posiblemente en la de especies introducidas (Obs. pers.).

Con respecto a la actividad social, se supone que formaría pares monógamos, los machos aprovisionan a los cachorros y a las hembras en las madrigueras, los jóvenes permanecen en las mismas por los 3 primeros meses, luego de lo cual ellos cazan con sus pares (Redford y Eisenberg 1992). Brooks (1992), halló que en la mayoría de los casos (90% y 88% en dos lugares distintos) se observaron animales solitarios, pero que el promedio de los grupos contenía 1,42 zorros / grupo, tendiendo a observarse más grupos de dos o tres individuos hacia los meses de julio.

En el centro de Argentina esta especie se aparea entre agosto y octubre (Crespo 1971) y datos del noreste de Argentina indicarían apareamientos entre julio y octubre (Beccaceci, en Ginsberg y Macdonald 1990). Las hembras son monoéstricas y se asume que el período de gestación es aproximadamente de 58 a 60 días, con un promedio de embriones de 3,4; n =7 (Crespo 1971; Beccaceci en Ginsberg y Macdonald 1990). Las hembras pueden aparearse ya a los 8 ó 9 meses de edad, la mayoría de los apareamientos son realizados por hembras jóvenes y los cachorros nacen entre septiembre y octubre (Crespo 1971, Obs. pers.).

Los machos sufren una variación importante en el tamaño de los testículos; a partir de junio aumentan bruscamente, culminando el desarrollo en agosto y disminuyen de tamaño bruscamente hacia noviembre (hasta ocho veces menos en tamaño). Esta disminución sería válida para todas las edades (Crespo 1971).

Siguiendo a Crespo (1971) algunos pocos individuos viven más de tres años, pero Beccaceci (en Ginsberg y Macdonald 1990), les adjudica una longevidad de "13,6 años" (*sic*).

Las vocalizaciones son el modo principal de comunicación en la familia de los cánidos (Fox y Cohen 1977). Patrones estacionales de vocalización en campo han sido registrados para algunos pocos cánidos, tales como coyotes (Laundre 1981) y *P. gymnocercus* (Branch 1994).

En el zorro pampa, al analizar el sonograma del llamado de larga distancia Branch (1994), describe una vocalización de banda ancha con un tono creciente, modulación de frecuencia rápida y múltiples sobretonos. La amplitud de los picos es de alrededor de 1,75 Khz y la autora lo escuchó desde más de un kilómetro de distancia. Cabrera y Yépez (1960), describen esta vocalización fonéticamente como “gua-a-a!”. Generalmente las vocalizaciones consisten en un sólo llamado, pero ocasionalmente son dos separados por unos pocos segundos; la tasa de vocalización difiere entre los meses y es mayor en invierno, con un pico en agosto coincidiendo con la iniciación de la estación de apareamiento; en algunos casos las vocalizaciones producen una respuesta de una vocalización similar por otros individuos, pudiendo ser que en caso de ausencia visual contribuyan a mantener la conexión entre ellos, o bien a advertir de un área de acción ocupada (Branch 1994).

Con respecto al manejo de la especie, las tres especies de zorros que habitan la región centro-sur de Argentina, *P. gymnocercus*, *P. griseus* y *P. culpaeus* (Molina 1972) -zorro culpeo-, y que están más representadas en todo el país, se incluyen en el Apéndice II de CITES (*Convention International on Trade of Endangered Species of Wild Flora and Fauna*), que abarca todas las especies que, si bien no se encuentran en peligro de extinción, podrían llegar a esta situación, de no estar el comercio sujeto a un control riguroso (Brautigam 1991).

Si bien el mercado peletero del zorro pampeano no es muy importante en este momento, no existen demasiados datos sobre la extracción actual, legal o ilegal, de esta especie a lo largo de su distribución.

Actualmente en Paraguay es una especie protegida cuya caza se controla, pudiendo efectuarse si se demuestra que predó en corderos (E. Cuellar-Proyecto Kaa-lyá-CABI/WCS, Bolivia- com. pers.).

En Uruguay se considera una especie protegida, con caza controlada (S. González – ISBC, Unidad Asociada a Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay- com. pers.).

En Brasil, si bien la especie cuenta con protección completa, es bastante perseguida por predación sobre ganado (M. Fabian –Universidade Federal do Rio Grande do Sul-, com. pers.).

Los niveles de extracción de zorro gris de Argentina principalmente, incluyendo *P. gymnocercus*, *P. griseus* y *C. thous* (García Fernández *et al.* 1992), junto con el zorro colorado y el lobo gris -*Canis lupus* (L. 1758)-, eran los más altos que existían hasta 1990 para cualquier especie de cánido citada en CITES. La mayoría de las pieles de zorro gris iban hacia la República de Alemania y eran exportadas desde Argentina como pieles sin trabajar o accesorios (Ginsberg y Macdonald 1990).

En Argentina, pese a parecer una especie que no corre riesgos de conservación dada su ubicuidad a lo largo de su distribución, al igual que muchos carnívoros de mediano tamaño, es una especie cuya relación con el hombre es conflictiva. Esto ha llevado a la reciente reapertura de la caza en muchas provincias (Buenos Aires, La Pampa, San Luis), pese a que su comercio en el ámbito nacional está prohibido (Resolución 793/87, Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca de la República Argentina).

En este proyecto nos propusimos recabar información básica fundamental para la conservación y el manejo racional de *P. gymnocercus*. Para ello se compararon las principales metodologías de estimación de la densidad relativa de población y de sus variaciones temporales y se experimentó, bajo diferentes condiciones, distintos tipos de técnicas de trampeo y de trampas de captura viva, que puedan ser utilizadas para monitoreos poblacionales.

Un pre-requisito para la mayoría de los estudios con carnívoros y con frecuencia también para propósitos de manejo, es hallar un método seguro y eficiente de captura de los animales (Mills 1996). Asimismo, la mayoría de los métodos para inventariar mamíferos y algunos de los métodos para estimar su abundancia, requieren que los animales sean capturados (Jones *et al.* 1996). Las características más deseadas para el trampeo vivo de animales son: eficiencia, selectividad y bajo riesgo de daño (Todd 1987, Bubela *et al.* 1998). Es por ello que el análisis y la evaluación del rendimiento de las trampas, realizado en el capítulo 2, es de fundamental importancia, así como la evaluación de las trampas en función del bienestar de los animales, que se realizó en el capítulo 3. En el capítulo 4 se analizaron los resultados de la captura desde un punto de vista poblacional. En el capítulo 5 se compara entre métodos de estimación de abundancia.

Figura 1.1 Imagen de un individuo adulto de *P. gymnocercus*



OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

En esta tesis nos proponemos obtener información indispensable para la conservación, el manejo y la explotación sustentable como recurso alternativo, de las poblaciones de *Pseudalopex gymnocercus* en las áreas de pastizal pampeano.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

ASPECTOS METODOLOGICOS

- Experimentar y comparar tipos diferentes de trampas de captura viva y de protocolos de trampeo en campo.
- Evaluar el nivel de confiabilidad de los principales métodos de medición de la densidad poblacional de zorros y de monitoreo de sus variaciones.

ASPECTOS TEORICOS

- Investigar la estructura de las poblaciones de zorro pampeano en las áreas de estudio y aportar datos morfométricos.
- Estimar, a través de la integración de varias metodologías de tipo directo e indirecto, la densidad poblacional de *P. gymnocercus* en dos áreas de pastizal pampeano que difieren en protección y manejo.

ÁREA DE ESTUDIO

Los trabajos de campo fueron llevados a cabo en la región pampeana, al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires (fig. 1.2).

Dos de las tres áreas de estudio se hallan ubicadas en la parte central del sistema de Ventania (aproximadamente 38°03'00S-62°00'00O; altitud máxima: 1240 msnm). El clima es templado, ocurriendo la mayor parte de las precipitaciones en primavera y, en menor cantidad, en verano. Las lluvias anuales oscilan entre los 500 mm y los 800 mm (Frangi y Bottino 1995). El sistema serrano afecta las variaciones de temperatura, produciendo un microclima local frío; el rango promedio mensual de temperatura va de 2,9 °C a 29,8 °C; la temperatura media es de 14,5 °C (Burgos 1968).

La comunidad vegetal dominante son los pastizales de *Stipa*, *Piptochaetium*, *Briza* y *Festuca* con escasos arbustos. Donde los suelos son más delgados predominan los arbustos de *Eupatorium* y *Discaria* (Frangi y Bottino 1995). También se pueden encontrar algunos parches de plantas exóticas en expansión, tales como *Pinus sp.*, *Cupressus sp.*, *Quercus sp.* y algunos representantes de la familia de las rosáceas (Obs. pers.).

En esta región está localizado el Parque Provincial Ernesto Tornquist, PPET, (6700 ha). Dentro de los límites del Parque se encuentra una población de caballos (*Equus caballus*) asilvestrados que, no estando sometida a ningún tipo de manejo, está creciendo rápidamente (Scorolli 1999). El área protegida está rodeada por campos privados, donde la agricultura y la ganadería son las principales actividades económicas. En estos campos el ganado presenta una menor densidad que los caballos dentro del Parque y en algunos, parecería haber un mejor estado de conservación del pastizal (Obs. pers.).

Las áreas de estudio dentro del PPET (fig 1.3), están distanciadas en 5 kilómetros y difieren en la intensidad del pastoreo y en las características topográficas. El Sismógrafo (SIS, fig. 1.4), que se halla en la parte casi central de la reserva (880 ha), presenta una población importante de caballos silvestres que se encuentran distribuidos en los 3 ambientes presentes (*altura*: área con pendientes elevadas de aproximadamente más de 45° y con una estructura de montaña; *cañadón*: área con una estructura del terreno bastante rugoso y con áreas profundas formadas por lechos de arroyos antiguos o actuales, y *planicie*: área sin elevaciones y morfología del terreno homogénea), cubriendo una variación altitudinal desde los 480 a los 1200 msnm. El área La Toma (LT), 623 ha, se encuentra sobre los límites del PPET, más cercana a áreas con actividades antrópicas, no hay grandes herbívoros permanentes y posee sólo dos ambientes representados (cañadones y planicie), cubriendo un área que va desde los 380 a los 690 msnm (fig. 1.4).

La tercer área es la Estancia San Mateo, ESM, (700 ha, 38°38'00S - 60°59'00O), partido de Coronel Dorrego. Se encuentra a 90 kilómetros del PPET al sur de la Provincia de Buenos Aires. La región es plana, sin elevaciones predominantes, con una altura más o menos constante de 100 msnm. El clima es subhúmedo - seco, produciéndose la mayor cantidad de lluvias entre julio y octubre (Capelli de Steffens y Campos de Ferrera 1994). El área comprende exclusivamente terreno privado destinado a la actividad agroganadera. La presencia de especies vegetales varía de forma importante según el uso del momento y por cada estación del año, ya que predominan los cultivos rotativos (fig 1.4).

Figura 1.2 Mapa de la Provincia de Buenos Aires, indicando las tres áreas de muestreo. Referencias: LT: La Toma, SIS: Sismógrafo y ESM: Estancia San Mateo.



Figura 1.3 Mapa del Parque Provincial Ernesto Tornquist, indicando las dos áreas de muestreo. Referencias: LT: La Toma; SIS: Sismógrafo. Modificado de Zalba *et al.* 1998.

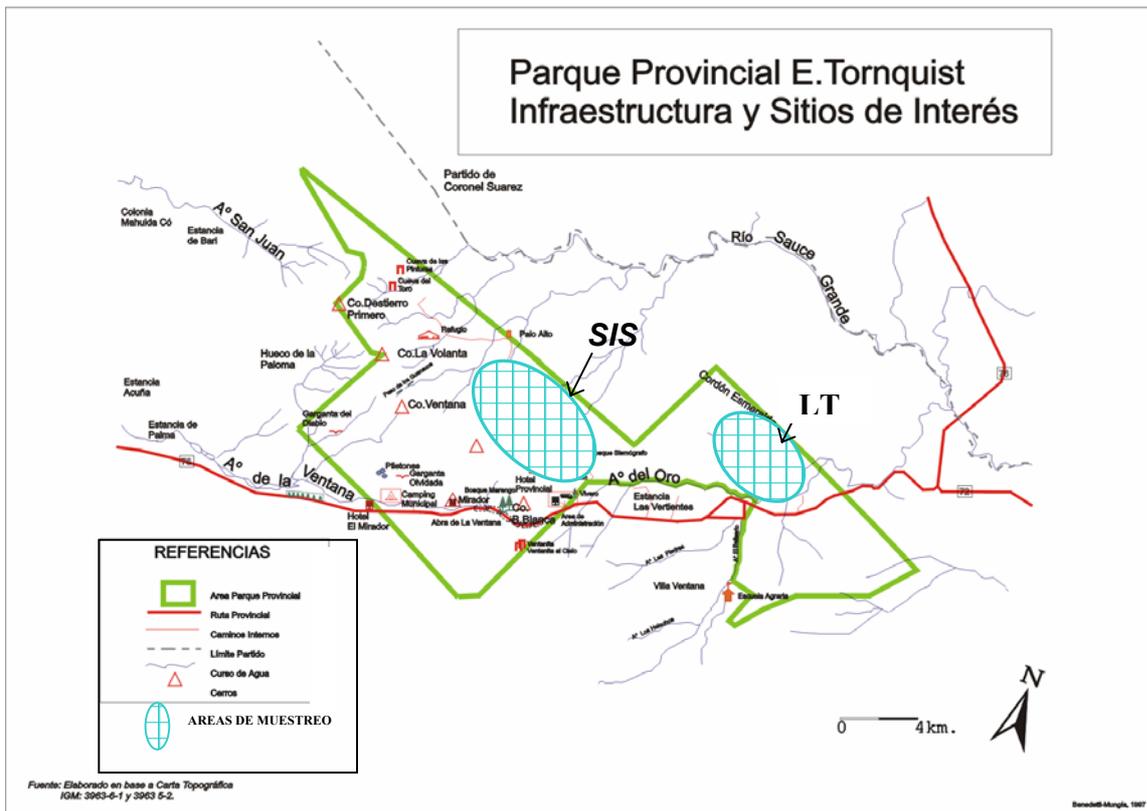


Figura 1.4 Fotos del paisaje de las tres áreas de estudio: La Toma (arriba), Sismógrafo (centro) y Estancia San Mateo (abajo).



CAPITULO 2

EVALUACIÓN DE TRES TIPOS DE TRAMPAS DE RESTRICCIÓN PARA ZORRO PAMPEANO

La caza y el trampeo de animales son utilizados por comunidades aborígenes para economías de subsistencia desde tiempos inmemoriales y, actualmente, también son ampliamente usados por la industria peletera. Además, la captura viva de animales es esencial para muchas investigaciones científicas y programas de manejo de vida silvestre (Andelt *et al.* 1999), especialmente de carnívoros, los cuales son crípticos y / o con frecuencia están en densidades poblacionales muy bajas (Mills 1996). A pesar de estos beneficios aparentes, en la última centuria el trampeo de animales ha sido un tema controvertido (Feldman 1996, Gentile 1987). Pese, o quizás debido a la hostilidad en las decisiones políticas y al conflicto de intereses en torno al controversial tema del trampeo, se están haciendo progresos para mejorar al mismo tiempo las características humanitarias y la efectividad de los elementos, métodos y prácticas de trampeo (Andelt *et al.* 1999).

En 1986 se estableció el Comité Técnico ISO 191 con el objetivo de desarrollar estándares para el trampeo humanitario de mamíferos. En 1991 el Consejo Europeo sentó los primeros antecedentes de prohibición de uso de trampas cebo en 13 de sus países constituyentes y se acordó la no comercialización con aquellos países que no respetaran los acuerdos internacionales de trampeo humanitario. Pero no fue hasta 1997 que se firmaron convenios internacionales entre los países más involucrados en el comercio de pieles (Agreement on International Human Trapping Standards 1997, United States of America – European Community 1997) y hasta 1998, más de diez años después de la creación del Comité ISO 191, que se desarrollaron las normas internacionales de estandarización de trampas humanitarias (International Organization for Standardization TC 191- 1999).

La caza del zorro pampeano estuvo permitida en la Provincia de Buenos Aires en el período 2000 - 2002 (Decreto Provincial 153/00, Disposición Provincial 1080/01, Decreto Provincial 508/02), aunque no así la comercialización en el ámbito

nacional e internacional (Resolución 793/87). La falta de información biológica sobre *P. gymnocercus* y la necesidad de disponer de la misma para la implementación de un plan de manejo de la especie, fue puntualizada como una de las recomendaciones de la IV Reunión regional de manejo de poblaciones de zorros como medidas futuras a implementar (Novaro y Funes 1999).

Una de las primeras preguntas que surgen a la hora de plantearse la conservación de los carnívoros es cuántos hay (Gese 2001), y muchos de los métodos de estimación de densidad implican captura y manipulación de los animales (Jones *et al.* 1996). El tamaño y el tipo de trampa, las condiciones ambientales en el lugar de trampeo y el tamaño de la especie a trampear, entre otros factores, influyen en la efectividad de la trampa (Jones *et al.* 1996). Para trampear carnívoros vivos de mediano y gran tamaño se utilizan cepos a la pata, los cuales deben estar protegidos para evitar daños a los animales y deben ser del tamaño y de la fuerza adecuada considerando el animal blanco; también es necesario que sean anclados en lugares seguros para evitar que el animal huya con el cepe en la pata. Las jaulas son utilizadas exitosamente para capturar algunos carnívoros, particularmente si son cebadas adecuadamente, pero ellas requieren más esfuerzo para transportarlas y activarlas. Los lazos a la pata o al cuello también son útiles para carnívoros, en particular cánidos (Mills 1996). Muchos carnívoros son difíciles de capturar con los elementos más tradicionales y se recurre al uso de otros elementos tales como redes fijas o móviles y armas (rifles, pistolas o cerbatanas), que disparan dardos con anestesia. Cebos con drogas sedantes pueden usarse también en caso que las otras técnicas sean imprácticas (McKenzie 1993, Jones *et al.* 1996) y, en algunos casos, métodos de captura de herbívoros pueden aplicarse en animales grupales, como es el caso de los arreos hacia un corral (English *et al.* 1993).

Solamente unos pocos estudios han verificado puntualmente la confiabilidad de las trampas para capturar carnívoros terrestres y casi todos enfocados en especies de Norte América y Europa (por ejemplo: Hubert *et al.* 1996, para mapache *Procyon lotor* (Cuvier, 1798); Phillips y Mullis 1996 y Hubert *et al.* 1997, para coyote; Travaini *et al.* 1996a, para zorro colorado; Blundell *et al.* 1999, para nutrias de río *Lontra canadensis* (Schreber, 1777)). Existen también algunos

estudios en carnívoros africanos (Rasmussen 2001, para perros salvajes *Lycaon pictus* (Temminick, 1820)) pero son más comunes revisiones generales que se centran en las metodologías de captura y no en la evaluación de las trampas en sí mismas (McKenzie 1993, Mill 1996). Existen también algunos trabajos en Australia con *V. vulpes*, que es una especie introducida para este continente (Bubela *et al.* 1998).

No hay datos específicos disponibles sobre captura viva de cualquiera de las cuatro especies más comunes de zorros americanos, zorro pampeano, zorro gris, zorro culpeo y zorro de monte (Redford y Eisenberg 1992), a pesar que las cuatro son especies peleteras y que, en teoría, el “zorro gris” (involucrando tres especies cuyas pieles son muy difíciles de distinguir *P. gymnocercus*, *P. griseus* y *C. thous*, García Fernández 1992), es legalmente exportado al comercio internacional, encontrándose entre los carnívoros listados en CITES de mayor exportación en las últimas décadas (Ginsberg y Macdonald 1990, Chebez 1994).

Los métodos más comunes para capturar zorros, ya sea con fines peleteros o con fines técnicos, son los cepos con protección (Travaini 1996a, Novaro 1997) o sin protección (cazadores) y los lazos al cuello (Lucherini y Lovari 1996) o a la pata (Bubela *et al.* 1998). Las jaulas son usadas en particular para especies de zorro de pequeño tamaño (<5 kg) y cuyas poblaciones están en riesgo (McKenzie 1993).

En este trabajo se seleccionaron, para su evaluación:

1- los cepos acolchados, dado que la tendencia es a dejar de usar el otro tipo de cepe (Novaro y Funes 1999).

2- los lazos al cuello, debido a que los lazos a la pata requieren condiciones ambientales del paisaje difíciles de hallar (al menos, los modelos de los que teníamos conocimiento) y, sobre todo, son difíciles de adquirir y fabricar.

3- las jaulas, por ser las recomendadas para zorros pequeños y para trabajar en áreas protegidas (De Wet 1993).

Objetivos

- Comparar el éxito de trampeo para captura viva de zorros pampeanos en cepos acolchados, jaulas y lazos al cuello.
- Comparar mediante el análisis de diferentes índices, el desempeño de los tres modelos de trampas.
- Comparar entre dos tipos de cebos, cebo vivo y carne, teniendo en cuenta la estacionalidad y las variaciones locales.
- Comparar las frecuencias de captura y recaptura de zorros, según el tipo de trampas.
- Realizar recomendaciones para el mejoramiento de la utilización de las trampas.

Materiales y métodos

Los trampeos fueron realizados en el PPET en las dos áreas indicadas (ver Área de estudio): Sismógrafo (SIS) y La Toma (LT).

Se realizó una campaña preliminar de captura en agosto de 1998 en el SIS, en la cual los objetivos fueron:

- Poner a prueba los distintos tipos de trampas, detectando las fallas de construcción y funcionamiento en el campo, con los animales a capturar.
- Entrenarse en la colocación de las trampas, en particular los lazos y cepos, cuya utilización requiere una mayor experiencia.
- Establecer la frecuencia más adecuada de revisión de las trampas.
- Establecer la distancia entre los distintos grupos de trampas teniendo en cuenta factores tales como la dificultad para la movilización, el tiempo del recorrido, la irregularidad del ambiente, etc.

Después de esta campaña preliminar, trampeamos carnívoros desde Diciembre de 1998 a Febrero del 2000, totalizando 123 días de trampeo. En cada estación (Verano: diciembre 1998 - febrero 1999, otoño: marzo - mayo 1999, Invierno: junio - agosto 1999, Primavera: septiembre - noviembre 1999), realizamos

sesiones de trampeo en cada área de estudio. Los datos de una sesión de trampeo de 6 días, realizados en el SIS en enero del 2000, se agruparon con los datos del verano previo (tab. 2.1).

Tabla 2.1 Esfuerzo de trampeo (cantidad de días con las trampas abiertas por estación) en las dos áreas de estudio de PPET.

Estación	Período	Número de días de trampeo *
Preliminar	ago 98	13
Verano	dic 98-ene 99/ene 00	46
Otoño	abr 99-jun 99	26
Invierno	jul 99- ago 99	24
Primavera	sep 99-nov 99	27

*Días con las trampas abiertas.

Los días de campaña de cada estación se mantuvieron constantes, pero varió el número de días de trampeo de acuerdo a las condiciones climáticas y a otros imponderables, que permitían o no la apertura de las trampas.

En cada estación, colocamos los tres modelos siguientes de trampas, que se seleccionaron sobre la base de información precedente,

- Cepos acolchados 1.5 Victor soft-catch®: con el objetivo de reducir los riesgos de daño, estas trampas fueron modificadas agregando una envoltura de goma adicional en cada mandíbula (McKenzei 1993, De Wet 1993); un esmerillón de pesca (un eslabón giratorio, el cual permite los movimientos rotatorios), fue ubicado a 20 cm de la estaca de hierro de aprox. 30 cm de largo, con la cual se ancló la trampa. En el caso de cebar los cepos con carne, se trató de ponerlos a ras del suelo y camuflados con tierra y vegetación por arriba; en el caso del cebo vivo, se ubicó a los cepos a los costados de las jaulas que poseían un compartimiento para el cebo vivo, cubriendo los laterales de la jaula donde no se ubicaban los cepos (fig. 2.1).

- Lazos al cuello: con un sistema de freno que evita el cierre total, impidiendo que se ahorque al animal; fueron construidos en base a un modelo exitoso usado en un estudio con zorros colorados en Italia (Cavallini y Lovari 1991, Lucherini *et al.* 1995) y se aseguraron de la misma manera que los cepos. Un esmerillón fue insertado a 20 cm de la estaca. Los lazos fueron ubicados en pasillos entre los pastos altos y mantenidos verticalmente gracias a la ayuda de una estaca de madera. Al igual que los cepos, se anclaron al suelo con una estaca (fig. 2.2).

- Jaulas de malla metálica (4,5 cm x 4,5 cm): de tamaño 40 cm X 40cm X 120 cm (ancho, alto y largo respectivamente), con una o dos puertas de caída recta activadas al presionar sobre un pedal metálico ubicado cerca del centro de la trampa y con un compartimiento opcional para las presas vivas. El compartimiento de las presas se cubrió con alambre gallinero, para evitar que las presas fueran sacadas. También las jaulas se sujetaron con estacas o alambre, para evitar que fueran dadas vuelta y tomadas las presas por el piso de las mismas. Las jaulas fueron de construcción artesanal, sobre la base de los diseños más comunes de jaulas comerciales (fig. 2.3 y 2.4).

Las trampas se cebaron con dos tipos distintos de cebo: carne de pollo o cebo vivo (pollos, palomas y, en menor cantidad, conejos domésticos) y se ubicaron en el terreno de acuerdo a las posibilidades que el mismo ofrecía en cada sitio específico (pastos altos para los lazos, terreno firme o rocoso para asegurar el anclaje de los cepos y terreno plano para la ubicación de las jaulas).

Cada área (SIS y LT) fue dividida en subáreas y en cada campaña se realizaron las capturas en una de las subáreas, con el objetivo de haber cubierto al terminar el muestreo, toda el área y diferentes tipos de ambientes. En cada subárea se ubicaron las trampas en zonas concentradas que fueron variando a lo largo de cada campaña. Las trampas fueron movidas sin seguir ningún patrón predeterminado, sino respetándose el éxito o fracaso de las visitas de carnívoros a las mismas. Una vez realizada la captura de un animal en una zona, se movían las trampas hacia otra

zona cercana en la misma subárea. Esta metodología fue seleccionada luego de la campaña preliminar, donde se evaluó la aplicación de esta estrategia en comparación con otras.

El esfuerzo de trampeo se midió en días trampa (Huber 1991, Blundell *et al.* 1999), definiendo como 1 día-trampa la presencia de una trampa en el campo, preparada para funcionar, desde las 6 hs de un día hasta las 6 hs del siguiente.

Pese a que textos generales como Jones *et al.* (1996) y la ASM (1998), recomiendan revisar las trampas diariamente o cada 12 horas (McKenzie 1993), nosotros decidimos incrementar la frecuencia de la revisión de estado de las trampas, que se realizó cada 6 horas (al amanecer, al medio día, al atardecer y a la media noche), para reducir riesgo de estrés térmico (hipotermia en las noches de invierno e hipertermia en verano) y daños relacionados con el aprisionamiento prolongado (Kreeger 1990, 1992, 1999).

Los carnívoros trampeados fueron inmovilizados con una inyección intramuscular de una mezcla de Clorhidrato de ketamina y Clorhidrato de xylacina o con Zoletil[®] (combinación de Clorhidrato de tiletamina y Clorhidrato de zolazepán), como se describe en el Anexo. Ambas combinaciones han sido ampliamente recomendadas y documentadas para un gran número de carnívoros y poseen un alto índice terapéutico (ej: Maddock 1989, Travaini *et al.* 1992, Travaini y Delibes 1994, Beltrán y Tewes 1995, Larivière y Messier 1996). Las dosis variaron con las especies, siguiendo las recomendaciones de Kreeger (1999). En muchos de los casos el manipuleo de los animales fue llevado a cabo en colaboración con veterinarios de vida silvestre, bajo la supervisión de M. Uhart (*Field Veterinary Program, Wildlife Conservation Society, USA*). En los zorros, se pusieron marcas auriculares de identificación individual (con un código de color de detección a distancia y uno numérico de detección cercana); en las otras especies de carnívoros, se realizaron marcas permanentes en las orejas o marcas temporales, principalmente en zorrinos y hurones, en los cuales las marcas auriculares son muy difíciles de detectar a simple vista; en estos casos se cortó un sector del pelo en los costados (Murray y Fuller 2000). Se sexó y estimó el estado de desarrollo de todos

los individuos (ver Cap. 4), sobre la base de las observaciones de Crespo (1971) y Gipson *et al.* (2000); finalmente, los animales fueron liberados en el sitio de captura, después de su total recuperación.

Todos los aspectos del proceso de trampeo fueron aprobados por el Departamento de Áreas Protegidas del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, el cual está a cargo del control de la vida silvestre y de las áreas protegidas provinciales (Disposición DAAPYCB N° 1998 y N° 15/00).

Usamos los siguientes índices para comparar los rendimientos de las trampas combinadas con los distintos cebos:

(1) **eficiencia de captura: N° capturas / 100 días trampa**, un índice relativo del esfuerzo de trampeo requerido para capturar un número dado de zorros.

(2) **selectividad específica de las trampas: N° de zorros pampeanos capturados / N° de las capturas de todos los carnívoros**, provee una medida de la sensibilidad para capturar zorros pampeanos.

(3) **confiabilidad de la trampa: N° de zorros capturados / N° de visitas de zorro pampeano**, donde se considera una visita de zorro cualquier trampa donde algún signo de zorro es claramente detectado, habiendo o no capturas. Es una medida del rendimiento de la trampa para capturar una especie blanco determinada; dado que un animal puede activar una trampa pero escapar de la misma, es también una medida de la tasa de escape de los animales blanco.

(4) **tasa de malfuncionamiento: N° de trampas activadas / 100 días trampa**, donde una trampa activada es una trampa que fue accionada. Esto da una indicación de la cantidad de esfuerzo requerido para mantener una línea de trampas funcionando (Skinner y Todd 1990).

Las campañas de trampeo ($n = 9$), fueron usadas como unidades de muestreo en los test Chi-cuadrado. Pese a que los índices de eficiencia de trampeo son ampliamente usados (Skinner y Todd 1990, Phillips 1996, Shivik *et al.* 2000), estos no consideran el esfuerzo de trampeo. Para comparar entre clases de trampas, usamos el esfuerzo de trampeo para estimar frecuencias de trampeo esperadas para cada combinación cebo / trampa. Esto nos permitió verificar si las frecuencias observadas de trampeo difieren de las esperadas, usando también un índice de preferencia simple, el cual computa las diferencias entre las frecuencias observadas y las esperadas. Los valores de este índice van de -1 (fuerte rechazo o preferencia negativa) a 1 (fuerte preferencia).

Resultados

Trampeamos durante 3.495 días trampa (tab. 2.2) y capturamos 47 individuos de carnívoros de las 4 especies de pequeño - mediano tamaño que se hallan en el área de estudio. Específicamente, se capturaron 34 zorros entre 1-5 veces cada uno, 3 gatos monteses -*Oncifelis geoffroyi* (d'Orbigny y Gervais, 1844)-, 5 zorrinos comunes -*Conepatus chinga* (Molina, 1782)- y 5 hurones -*Galictis cuja* (Molina 1782)-, totalizando 60 capturas de carnívoros (tab. 2.3, fig. 2.5). Entre los animales capturados no carnívoros ($n = 17$), encontramos armadillos -*Chaetophractus villosus* (Desmarest,- 1804)-, 1 pequeño roedor -*Eligmodontia sp* (Cuvier, 1938)-, 1 iguana gigante -*Tupinambis teguixin* (L. 1758)- y 7 aves (1 hornero -*Furnarius rufus* (Gmelin) y 6 chimagos - *Milvago chimango* (Vieillot, 1816)-).

Tabla 2.2 Esfuerzo de trampeo, expresado en días-trampa y porcentaje, entre paréntesis, para todas las combinaciones trampa / cebo en las dos áreas de estudio del PPET.

Combinaciones trampa/cebo	Sismógrafo	La Toma	Total
Cepo / cebo muerto	536 (35,8)	800 (40,1)	1336 (38,2)
Cepo / cebo vivo	148 (9,9)	277 (13,9)	425 (12,2)
Jaula / cebo muerto	202 (13,5)	135 (6,8)	337 (9,6)
Jaula / cebo vivo	195 (13,0)	228 (11,4)	423 (12,1)
Lazo	417 (27,8)	557 (27,9)	974 (27,9)
Total	1498 (100)	1997 (100)	3495 (100)

Tabla 2.3 Número total y porcentaje, entre paréntesis, de carnívoros capturados en las dos áreas de estudio del PPET.

Carnívoros	Sismógrafo	La Toma
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	32 (53,3)	15 (25)
<i>Conepatus chinga</i>	2 (3,3)	3 (5)
<i>Galictis cuja</i>	4 (6,7)	1 (1,7)
<i>Oncifelis geofroyi</i>	1 (1,7)	2 (3,3)

Al considerar ambas áreas juntas, la eficiencia de trampeo varió estacionalmente (ANOVA simple, $F_{3,36}=4,09$ $p = 0,013$), observándose un pico en invierno (fig. 2.6). Así mismo, se registró una variación en la eficiencia entre áreas (Test $t_{19} = 2,14$ $p = 0,046$), y la única estación que no presentó diferencias fue la primavera (fig. 2.6). Las diferencias entre estaciones fueron significativas en el área SIS (ANOVA simple $F_{4,10} = 12,16$ $p = 0,0007$), pero no en LT (ANOVA simple, $F_{3,8} = 3,73$, $p = 0,061$).

Los ceptos y los lazos tuvieron eficiencia muy similar para capturar zorros ($\chi^2_{0,05;1} = 0,06$ $p = 0,81$), mientras que las jaulas fueron menos eficientes (jaulas vs lazos: $\chi^2_{0,05;1} = 19,9$ $p = 0,0001$; jaulas vs, ceptos: $\chi^2_{0,05;1} = 17,9$ $p = 0,0001$, tab. 2.4). Los lazos resultaron más selectivos que los otros modelos de trampas para capturar zorros, sin embargo los lazos fueron menos confiables (i.e., un zorro que coloca su cuello en un lazo tenía alta probabilidad de escapar, tab. 2.4). Los ceptos fueron encontrados activados más frecuentemente que las jaulas y los lazos (índice de malfuncionamiento, tab. 2.4).

Tabla 2.4 Comparaciones entre las trampas en el rendimiento para capturar zorros pampeanos.

Trampa	Características de rendimiento de las trampas			
	Eficiencia	Selectividad	Confiabledad	Malfuncionamiento
Cepo	1,48	0,605	0,57	8,61
Jaula	0,79	0,316	0,5	4,08
Lazo	1,54	1	0,33	2,83
Carne	1,62 (0,42)	0,66 (0,10)	0,43	*
Cebo vivo	0,47 (0,24)	0,33 (0,16)	0,8	*

* el índice de malfuncionamiento fue computado sólo para los modelos de trampas, ya que no se esperaba que sea afectado por el tipo de cebo.
Los valores entre paréntesis representan los índices para los otros carnívoros distintos de zorros.

La mayoría de los zorros fueron trampeados en ceptos, pero fueron más frecuentemente recapturados en lazos ($\chi^2_{0,05;1} = 8,2$ $p = 0,017$, fig. 2.7). Por otro lado, el modelo de trampa en que un zorro fue trampeado la primera vez parecería tener influencia sobre la probabilidad de recapturar un zorro; de 6 individuos trampeados con jaula, el 33,3% fueron recapturados, mientras estos valores fueron 23,8% ($n = 21$) y 14,3% ($n = 7$), respectivamente, para ceptos y lazos.

Mientras que los lazos parecieron ser particularmente efectivos con los zorros subadultos (50%), la mayoría de los adultos (61,5%) fueron capturados en ceptos, pero las diferencias no fueron significativas ($\chi^2_{0,05;1} = 2$, $p = 0,158$).

No se capturó ningún otro carnívoro que no fuera zorro con los lazos; los cepos totalizaron el 69% de las capturas de carnívoros no zorros y las jaulas el 31%; sin embargo, cuando se tienen en cuenta sus respectivos esfuerzos de trampeo, la eficiencia de estas trampas no difiere (cepos: 0,51; jaula: 0,53).

Las trampas con cebo vivo funcionaron notoriamente en forma menos eficiente que las trampas cebadas con carne para capturar zorros (tab. 2.4), pero esta diferencia disminuye dramáticamente (0,24 y 0,42 respectivamente), cuando se trata de carnívoros distintos de zorros.

El cebo muerto también pareció ser levemente más selectivo para los zorros que los cebos vivos, aun cuando el efecto del cebo sobre la selectividad de las trampas fue débil (tab. 2.4 y fig. 2.8).

Cepo / carne fue la combinación cebo / trampa más eficiente para capturar zorros, seguido por los lazos con carne (fig. 2.9a). El éxito de trampeo fue diferente con respecto a lo esperado en base al respectivo esfuerzo para cada combinación ($\chi^2_{0,05;1} = 15,5$ $p = 0,004$). Sin embargo, un bajo grado de preferencia fue detectado cuando se comparó el éxito de trampeo y el esfuerzo. Los cepos y los lazos cebados con carne fueron las únicas combinaciones que resultaron preferidos por los zorros pampéanos, mientras que los valores de las otras combinaciones no mostraron preferencia ni positiva ni negativa (tab 2.5). Lazos / carne fue la combinación que mostró más diferencia entre eficiencia observada y esperada para capturar *P. gymnocercus*, pero las variaciones en los valores del índice de selectividad fueron bajas.

Tabla 2.5 Éxito de trampeo (% de capturas) y preferencias de zorros pampéanos y otros carnívoros, para una combinación de trampas dada.

Trampa / cebo	% de capturas de zorros	% capturas de otros carnívoros	Preferencia	
			zorro	carnívoros
Cepo / carne	51,1	61,5	0,128	0,233
Cepo / cebo vivo	4,3	7,7	-0,079	-0,045
Jaula / carne	8,5	23,1	- 0,011	0,134
Jaula / cebo vivo	4,3	7,7	-0,078	-0,0044
Lazo / carne	32	0	0,041	- 0,279

Los lazos fueron el modelo de trampas mas selectivo (fig. 2.9b), siendo la combinación, jaula/ cebo vivo, la que tuvo el menor índice de malfuncionamiento (fig. 2.9c).

La combinación cepos con cebo vivo fue la mas confiable, dado que cada activación capturó un zorro, sugiriendo el índice de confiabilidad que los zorros fueron menos capaces de escapar una vez que ellos habían entrado en contacto con una trampa con cebo vivo (tab. 2.4, fig. 2.9d).

Discusión

La captura con fines científicos o de manejo es un tema controvertido en el que se debe pactar entre el bienestar del animal y consideraciones de índole ético y moral. Sin embargo, en muchos casos la captura es aún una herramienta necesaria por lo que su argumentación requiere de investigaciones mas detalladas (Andelt *et al.* 1999, Conover 2001).

Mientras los lazos son ampliamente usados por los tramperos para capturas letales de coyotes, lobos y zorros culpeos (Rabinovich *et al.* 1978), los cepos son, por lejos, los más comúnmente usados para capturar carnívoros vivos (Payne 1980, Linhart *et al.* 1986) y en algunos casos, después sacrificar al animal (Bubela *et al.* 1998). Pero ambos sistemas también han sido usados con fines científicos, con especies como coyotes (Phillips *et al.* 1996), zorro colorado (Bubela *et al.* 1998, Lucherini y Lovari 1996) y zorro culpeo (Novaro 1997).

En el Parque Nacional Doñana, en España, un promedio de 23,9 noches trampa fueron necesarias para capturar zorros colorados con cepos acolchados. Este tipo de trampa brindó una selectividad notable, porque sólo fueron capturados 15 animales no blanco, en comparación a los 57 zorros que fueron trampeados (Travaini *et al.* 1996a). En un estudio realizado en 7 estados de los Estados Unidos de Norte América, se capturaron 412 coyotes al evaluar 4 tipos de cepos distintos, con una tasa de captura que fue del 80 al 100% y no se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Philips y Mullis 1996). Bubela *et al.* (1998), usando lazos a la pata, no hallaron diferencias en el trampeo de zorro colorado en Australia con o sin cebo y obtuvieron una tasa de 2,6 %.

En nuestra área de estudio el rendimiento de los cepos para capturar zorro pampeano fue comparable al de los lazos y las comparaciones de captura - recaptura sugieren que los lazos son evitados una vez que los zorros los han probado, aunque son menos evidentes y probablemente menos fáciles de detectar. Si esto es cierto, se esperaría que los lazos prueben ser el modelo más eficiente. Como se esperaba, la eficiencia de los lazos fue la mayor. Sin embargo, cuando se tiene en cuenta el tipo de cebo, los lazos fueron levemente menos eficientes que los cepos cebados similarmente. Esta diferencia podría relacionarse con la baja confiabilidad de los lazos: acomodar un lazo es difícil y requiere más experiencia, y ellos frecuentemente fallan en atrapar definitivamente un animal (durante nuestra primera campaña preliminar de trampeo, no atrapamos definitivamente ninguno de los numerosos zorros que cayeron, todos los cuales rompieron los lazos). Cuando capturamos zorros, los inconvenientes de los lazos son compensados por su alta selectividad (ningún animal no blanco fue trampeado en los lazos).

Las trampas cebo son un modelo eficiente y flexible, que puede ser fácilmente armado en diferentes condiciones de campo. Los principales contratiempos que detectamos para las trampas cebo fueron su alta tasa de malfuncionamiento, y la dificultad para hallar lugares donde anclarlas con suficiente seguridad. Estas trampas se activan con frecuencia y por eso la necesidad de re-instalarlas. Los cepos también capturaron especies no blanco más frecuentemente que las otras trampas. Debido a la fuerza del mecanismo que cierra las mandíbulas

de las trampas, las especies no blanco podrían experimentar altas tasas de daño (e.j. Hubert *et al.* 1996, Travaini *et al.* 1996a) o muerte, particularmente cuando son capturadas especies más pequeñas que los zorros (Travaini *et al.* 1996a), aunque nuestros resultados no sugieren los mismos resultados al menos para animales que capturamos (ver Cap. 3).

Las jaulas no probaron ser muy efectivas para capturar zorros, no fueron ni eficientes, ni selectivas y tuvieron una alta tasa de malfuncionamiento. Además, son más pesadas y difíciles de transportar y colocar que los otros dos modelos de trampas. Las jaulas poseen la principal ventaja de ofrecer la posibilidad de usar cebo vivo. Es probable que las jaulas puedan tener mejores rendimientos cuando son usadas para capturar carnívoros no carroñeros (como la mayoría de los felinos). Los zorros típicamente son generalistas y muestreos de análisis de heces (Castillo 2003), muestran que frecuentemente comen carroña en nuestra área de estudio. Sin embargo, no se puede excluir que un modelo diferente de jaula, posiblemente más largo, pueda dar como resultado mejores rendimientos con los zorros.

El cebo pareció tener un efecto más fuerte sobre la eficiencia de trampeo que el modelo de la trampa. En particular el cebo vivo parece incrementar la tasa de captura de zorro pampeano, probablemente a través de la disminución en la tasa de malfuncionamiento; sin embargo, este resultó en una baja eficiencia y selectividad tanto en las jaulas como en los cepos.

Nuestros resultados sugieren que son necesarios algunos recaudos metodológicos en el estudio de la eficiencia de trampeo. Primero, debe considerarse el cebo como un factor de mayor influencia que el modelo de trampa, en concordancia con lo demostrado para otros carnívoros, respecto a que la palatabilidad variaría entre cebos (van Polanen Petel *et al.* 2001) y esto a su vez, puede afectar la eficiencia de trampeo. Segundo, nuestros resultados sugieren que los investigadores deberían comparar la frecuencia de captura observada y la esperada de una trampa, cuando se evalúa su rendimiento. Por ejemplo, nuestro análisis mostró que las trampas rinden en forma diferente de lo que uno podría esperar basándose en el esfuerzo de trampeo, pero también se mostró que este grado de diferencia fue mínimo.

Figura 2.1 Foto de un cebo en detalle (izquierda) y un cebo colocado en el campo (derecha).

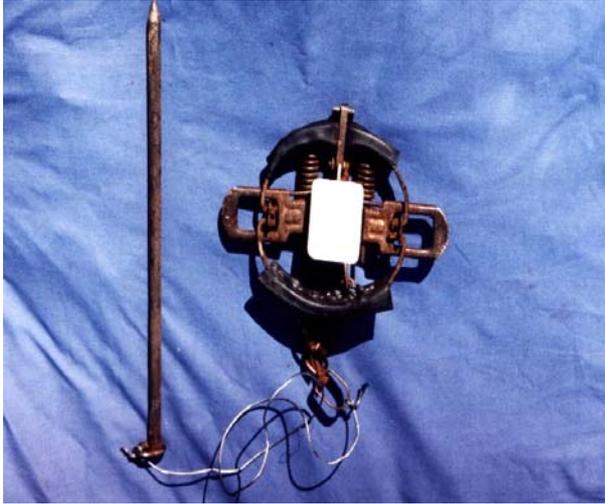


Figura 2.2 Foto de un lazo en detalle (izquierda) y un lazo colocado en el campo (derecha).

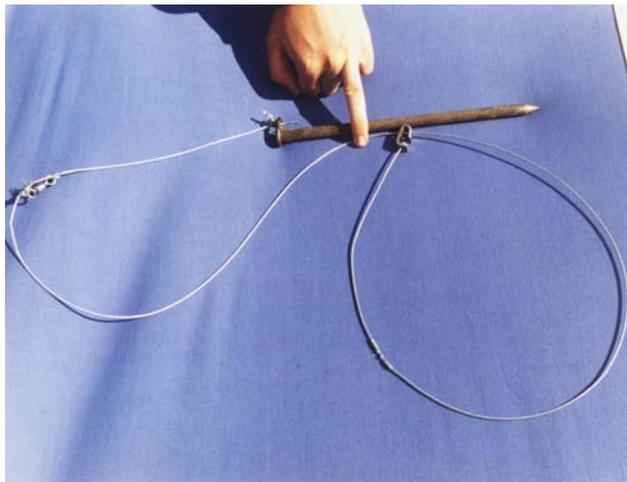


Figura 2.3 Foto de una jaula con cebo no vivo en detalle (izquierda) y una jaula con cebo no vivo colocado en el campo (derecha).



Figura 2.4 Foto de una jaula con cebo vivo en detalle (izquierda) y una jaula con cebo vivo colocada en el campo (derecha).



Figura 2.5 Proporción de carnívoros de cada especie capturados en el PPET (n=60).

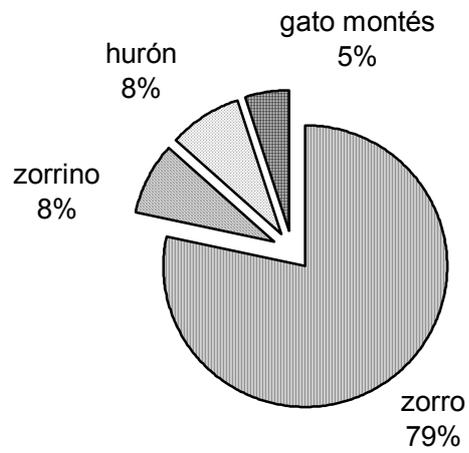


Figura 2.6 Variaciones estacionales en la eficiencia de captura de zorros pampeanos en las dos áreas estudiadas en el PPET.

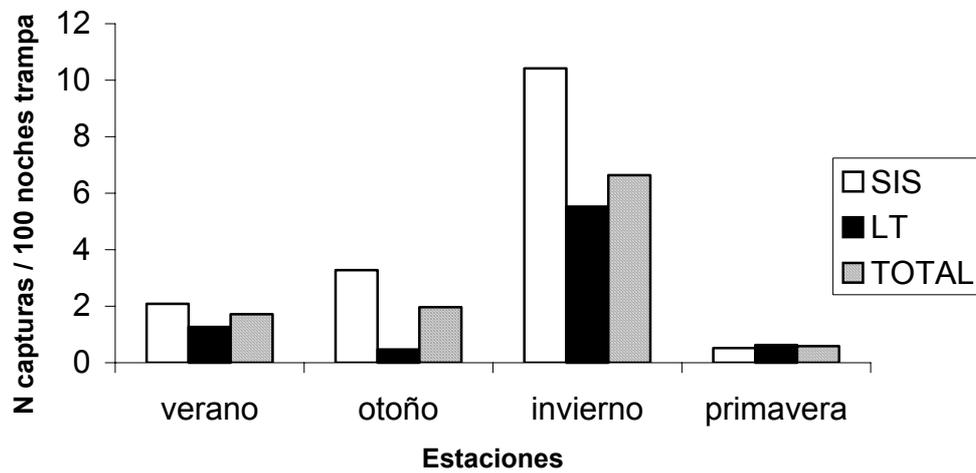


Figura 2.7 Diferencias en las proporciones de zorros pampéanos capturados y recapturados en cada modelo de trampa ($n = 47$).

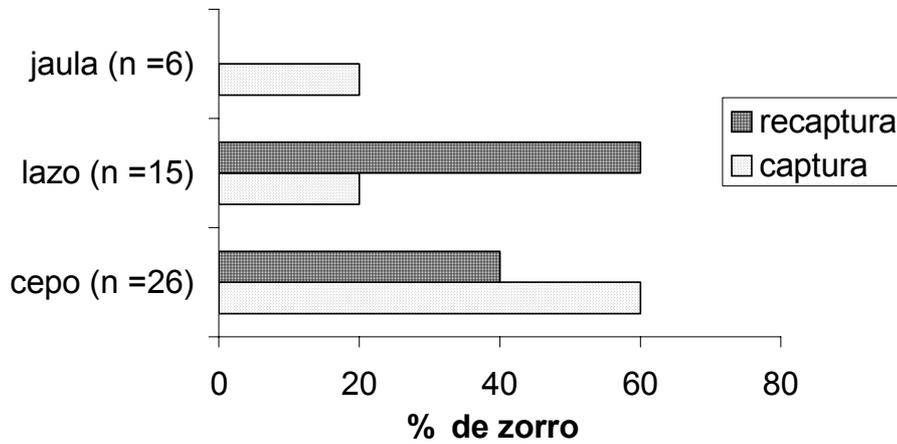


Figura 2.8 Comparación entre el efecto del tipo de cebo y del tipo de trampa sobre los índices de eficiencia y selectividad.

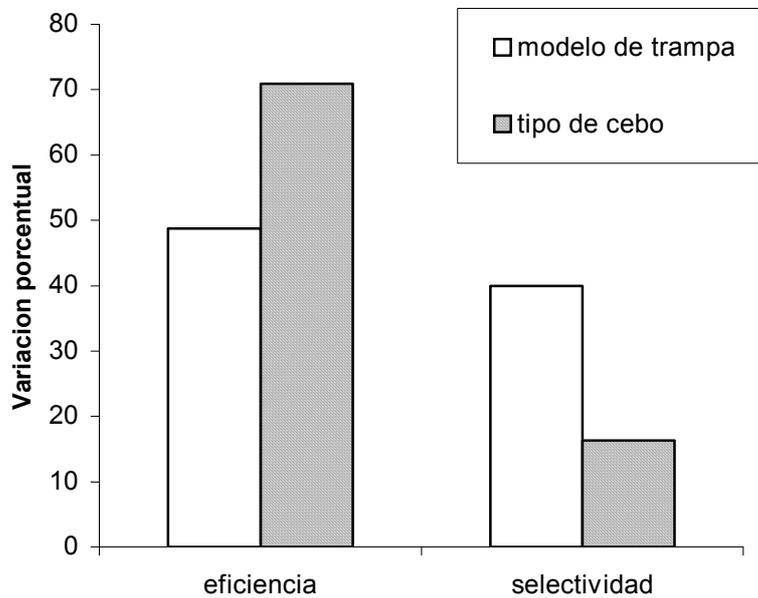
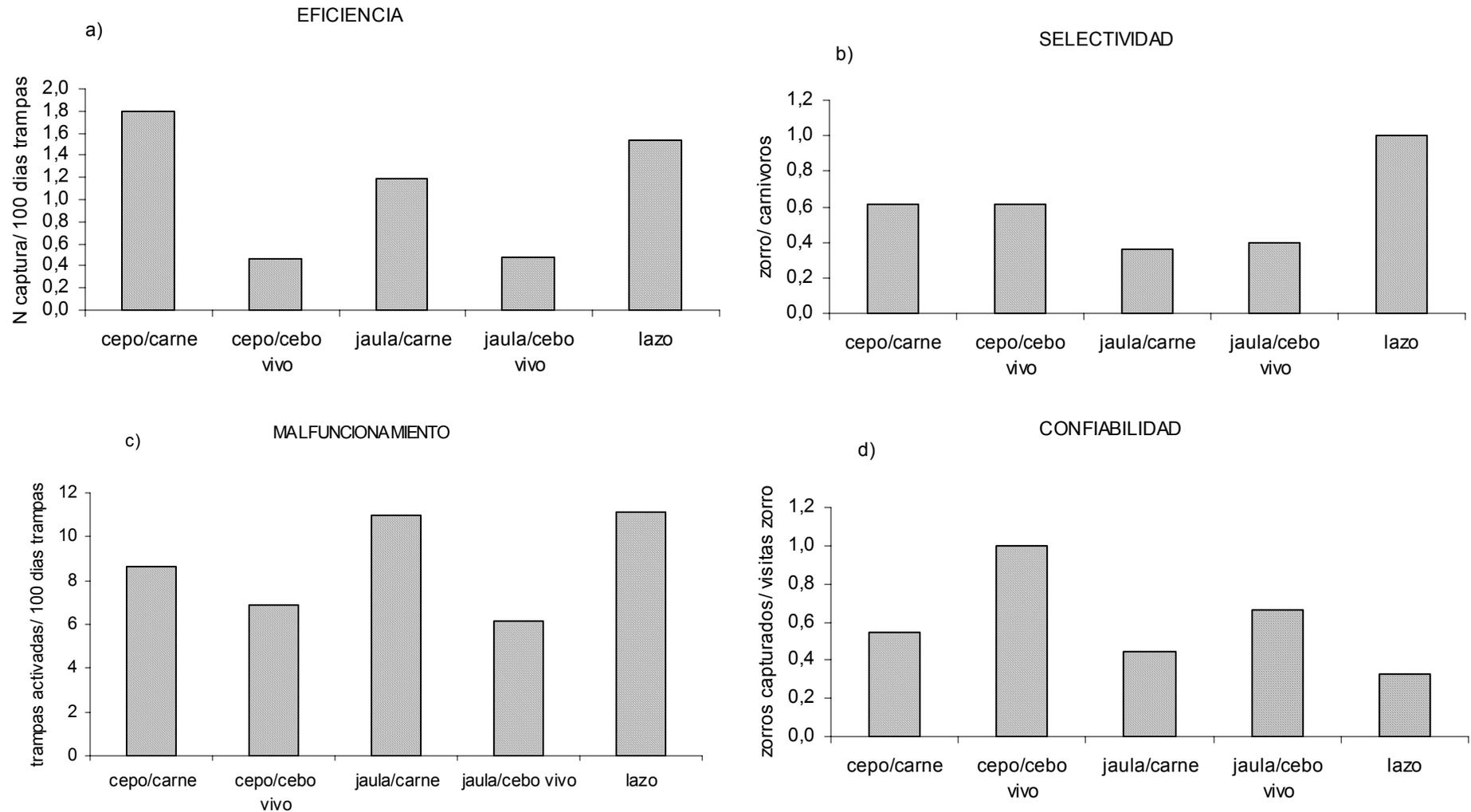


Figura 2.9 Índices que caracterizan el rendimiento para cada combinación de trampa / cebo para capturar zorros pampeanos en el PPET Argentina.



CAPITULO 3

EVALUACIÓN DE LOS DAÑOS PRODUCIDOS POR TRES TIPOS DE TRAMPAS DE RESTRICCIÓN

La investigación sobre la fauna silvestre en situaciones naturales requiere de técnicas de restricción que, además de humanitarias, sean eficientes (Mowat *et al.* 1994). Además, técnicas de trampeo seguras y selectivas son esenciales tanto para los que manejan fauna silvestre como para la industria peletera. Por esto, durante los últimos 10 - 15 años hubo un incremento importante en la atención dada al hecho de reducir los daños en los animales trampeados a través del mejoramiento de los elementos y las técnicas de captura (Andelt *et al.* 1999).

Asimismo, la oposición al uso de trampas, particularmente cepto, se incrementó en los últimos años; en algunos países se han realizado numerosos intentos para lograr la prohibición del trampeo, debido a que los grupos defensores de los derechos de los animales consideran que estas actividades pueden producir daños inaceptables (inhumanos) a los animales trampeados (Phillips *et al.* 1996, Gentile 1978, Andelt *et al.* 1999).

Por otro lado, los tramperos han sido reacios a adoptar nuevos o mejorados diseños de trampas, a menos que estas provean también una eficiencia comparable a las trampas en uso (Warburton 1982, Hubert *et al.* 1997).

Si bien desde 1986 se comenzaron las negociaciones en el ámbito internacional para establecer criterios de estandarización de trampas humanitarias, recién en 1997 se firmaron los primeros convenios internacionales a este respecto. Bajo estos acuerdos internacionales se definieron los estándares del trampeo humanitario con el objetivo de asegurar un suficiente nivel de bienestar a los animales trampeados (International Organization for standardization TC191 1998).

El bienestar de un animal se indica por medio de parámetros que reflejen la facilidad o dificultad para que este haga frente a su hábitat, los cuales se clasifican en modificaciones del comportamiento y daños físicos, definiendo en particular los que indican bajo bienestar (Agreement on International Human Trapping Standards 1997, United States of America – European Community 1997, International Organization for Standardization TC191 1998). Los acuerdos internacionales establecen que un tipo de trampa responde a los estándares de trampa humanitaria si al menos el 80% de la muestra (de al menos 20 individuos) no presenta ninguno de los daños listados ni de los indicadores comportamentales de bajo bienestar (Agreement on International Human Trapping Standards 1997, United States of America – European Community 1997).

La caza es una importante fuente de ingresos para la población rural de Argentina (Novaro 1993). En las últimas décadas Argentina ha sido uno de los países con más exportación de pieles de zorro gris, lo cual incluye a *P. gymnocercus* (García Fernández 1992, Fujita y Calvo 1982), cuya comercialización presenta valores muy altos al compararlos con los cánidos citados en CITES (Ginsberg y Macdonald 1990).

Aunque la presión de la opinión pública argentina sobre el uso de trampas no ha sido tan fuerte como en otros países (Canadá y Estados Unidos, Gentile 1987), donde existen algunos movimientos de oposición que tratan de prohibir la caza, más que exigir el uso de trampas humanitarias, el hecho que las pieles de cánidos argentinos sean exportadas (legal o ilegalmente, García Fernández 1992), exige que los elementos de captura se adecuen a los requerimientos internacionales.

La necesidad de evaluación de métodos de captura, incluyendo las trampas humanitarias, fue uno de los puntos que surgieron en la IV Reunión Regional de Manejo de Poblaciones de Zorros (Novaro y Funes 1999), debido a la escasa existencia de trabajos de este tipo en el orden nacional (Colantoni 1997). Aún cuando existen trabajos sobre evaluación de daños físicos en muchos carnívoros Norteamericanos o Europeos que son trampeados por el valor comercial de sus pieles o por los efectos económicos perjudiciales (Olsen *et al.* 1986, Hubert *et al.* 1991, 1993, 1996, 1997 y 1999, Philip *et*

al. 1996 y Blundell *et al.* 1999), sobre los zorros sudamericanos no existe ningún antecedente y la única especie de zorro analizada ha sido el zorro colorado, de amplia distribución mundial (Tulla 1984, Kern *et al.* 1994, Travaini *et al.* 1996a, Bubela *et al.* 1998). También es muy importante considerar el daño a las otras especies no blanco que pudieran caer en las trampas, cuando estas no son totalmente selectivas.

Objetivos

Si bien nuestro objetivo principal en esta tesis es el estudio del zorro pampeano consideramos también, en un enfoque comparativo, las demás especies que integran la comunidad de carnívoros pampeanos. Por ello, en este capítulo nos propusimos:

- Estudiar comparativamente el daño producido en zorro pampeano por tres tipos de trampas de captura (cepos acolchados, jaulas y lazos al cuello) en los diferentes estratos de la población.
- Analizar comparativamente el daño producido por las trampas en otras especies no blanco.
- Establecer, bajo las condiciones ISO TC 191 (International Organization for standarizacion TC191 1998), si las trampas examinadas pueden ser calificados como humanitarias.
- Realizar recomendaciones para la disminución de los daños producidos en futuros trampeos.

Materiales y métodos

El trabajo de campo se desarrolló entre noviembre de 1998 y enero de 2003, en las tres áreas propuestas (ver área de estudio). La descripción detallada de los modelos de trampas se realizó en el Cáp. 1 y para los procedimientos de captura y sujeción química se siguió la metodología descrita en el Anexo de esta tesis. El estado de desarrollo por clases de los animales se estimó basándose en el estado de la dentición (Crespo 1971, McKenzie 1993, Gipson *et al.* 2000, ver Cáp. 4). Luego de la inducción de la anestesia, se inspeccionaron los individuos en busca de daños causados por las

trampas, particularmente en dientes, cuello y extremidades, registrándose todos los daños observables externamente (Logan *et al.* 1999). Las extremidades se examinaron externamente en busca de fracturas.

Los daños se categorizaron y cuantificaron basándose en una escala estandarizada de traumas, desarrollada originalmente por Olsen *et al.* (1986) y recientemente usada con modificaciones por Hubert *et al.* (1991, 1993, 1996, 1997 y 1999), Phillip *et al.* (1996) y Blundell *et al.* (1999). Se asignaron valores numéricos para cada categoría cada vez que se observó un daño particular. Sin embargo, no se sumaron puntos por un daño en particular cuando este era, por definición, parte de un daño mayor (Hubert *et al.* 1997).

Los valores de la escala consideraron pérdida de función, severidad de la herida, potencialidad para la cicatrización y la recuperación. Cada vez que se recapturó un animal se inspeccionaron cuidadosamente las partes del cuerpo que habían sido afectados por las capturas previas.

Las categorías de daños se modificaron de Blundell *et al.* (1999), Huber *et al.* (1999) y Logan *et al.* (1999), para reflejar mejor los daños observados en las especies capturadas (tabla 3.1). Las modificaciones realizadas tendieron a hacer un análisis detallado de las primeras categorías, respetándose el criterio de magnitud en la tabla original. Las categorías que no se hallaron (tales como fractura simple, amputación de un dígito o más etc.), no se consideraron en la escala realizada.

Tabla 3.1 Puntaje asignado a los daños producidos por trampas de restricción en carnívoros silvestres capturados.

Código del daño	Descripción del daño	Puntaje
0	Aparentemente normal	0
1	Inflamación leve (mínimamente notoria) y/o maceración o erosión cutánea en los miembros	2
2	Raspado o arañazo con extracción de pelo en la piel del cuello	3
3	Inflamación leve y/o maceración o erosión en la boca	5
4	Raspado o arañazo o laceración cutánea en el hocico (cara)	6-8
5	Inflamación moderada (<2 veces el tamaño normal) de un miembro	7
6	Hemorragia moderada	10
7	Inflamación severa y laceración en las encías	15
8	Laceración menor de tejido subcutáneo blando (≤ 2 cm)	15
9	Fractura o pérdida de un diente permanente con exposición de la cavidad alveolar	20
10	Maceración de ligamento o tendón con severidad parcial	25
11	Laceración mayor de tejido subcutáneo blando (> 2 cm)	30
12	Amputación de una sección de tejido subcutáneo	30
13	Fractura o pérdida de más de un diente permanente, con exposición de la cavidad alveolar	40
14	Muerte	100

Para cada tipo de trampa se obtuvo un puntaje de daño promedio por especie (DPP), al sumar el puntaje de todos los individuos capturados en esa trampa, dividido por el número de individuos capturados por ese tipo de trampa.

Los daños se agruparon en cuatro categorías, en función de su grado de severidad: puntaje de daño nulo (PDN), 0; puntaje de daño leve (PDL), entre 1 y 29; puntaje de daño moderado (PDM), entre 30 y 49 y puntaje de daño grave (PDG), de más de 50.

Se compararon los DPP y las categorías de daños entre especies y entre trampas por medio de un Test ANOVA y dentro de cada especie, con un Test *t* (Zar 1999).

Se comparó la frecuencia de daños (FD) en los diferentes tipos de trampas con un Test Chi-cuadrado (Zar 1999) y también las frecuencias de los daños para las categorías de daños agrupados según su grado de severidad.

Se agruparon los tipos de daños, de acuerdo a la parte del cuerpo (miembros, área oral –boca- y otros) donde se produjeron (Hubert *et al.* 1997, Blundell *et al.* 1999), comparándose las diferencias entre modelos de trampas a través de un test Chi-cuadrado (Zar 1999).

Debido a que diferentes modelos de trampas pueden afectar en forma distinta la temperatura corporal de los animales capturados (Mowat *et al.* 1994), se evaluó la relación entre el estrés térmico corporal y el tipo de trampas. Las temperaturas rectales consideradas límite de los estados de estrés térmico fueron: estado de hipotermia $\leq 36,5$ °C y estado de hipertermia $\geq 39,5$ °C (Kreger 1990, 1992, 1997).

Resultados

Se capturaron y examinaron 119 carnívoros (fig. 3.1): zorro pampeano (73,1 %, fig 3.2 k), zorrino común (7,6 %), hurón menor (9,2%) y gato montés (10,1%). El DPP fue menor de 15 (rango potencial entre 0-100) para todas las combinaciones trampa / especie, y no se hallaron variaciones entre las mismas (ANOVA simple: $F_{8,110}=1,01$ $p=0,45$). Los puntajes máximos de DPP correspondieron a gato montés capturado en

cepos y zorro pampeano en lazos (fig 3.2a), seguidos por la combinación ceпо / *C. chinga* (tab. 3.2, fig. 3.2b). El puntaje mínimo (0) se registró para los 2 zorrinos capturados en jaulas y también alcanzó un valor muy bajo la combinación hurón / ceпо (tab. 3.2, fig. 3.2c).

Un alto porcentaje de gatos monteses capturados en jaulas (42,9%) mostraron raspado, arañazo o laceración cutánea en el hocico (fig. 3.2d y tab. 3.2). Este valor pareció ser mayor que en las otras especies, pero el tamaño de muestras no permitió aplicar ningún test estadístico.

Considerando todas las especies, en la mayoría de los casos (57%), los ceпоs causaron moderada inflamación en el miembro capturado (tab. 3.2 y figs 3.2e y f). Sin embargo, se observaron daños más severos en el 40% de los individuos de *O. geoffroyi* (un caso de maceración de ligamento o tendón de severidad parcial y un caso de amputación de una sección de tejido subcutáneo fig. 3.2 g y h), 42,9% de *C. chinga* (fig. 3.2b) y 3.6% de *P. gymnocercus* capturados en ceпоs (tab 3.2, fig. 3.2a).

El 55% de los zorros pampeanos fue capturado en lazos sin mostrar daño aparente (fig. 3.2k), pero el promedio de esta trampa fue notoriamente mayor, debido a la muerte de dos individuos (tab. 3.2)

Tabla 3. 2 Frecuencia de daños (FD) para cada combinación especie / trampa de carnívoro capturado y agrupando todas las especies por tipo de trampa. Referencias: DPP: daño promedio por especie; DE: desvió estándar

FD	gato		hurón		zorrino		zorro			todos los carnívoros		
	jaula	cepo	jaula	cepo	jaula	cepo	jaula	lazo	cepo	jaula	lazo	cepo
0	2		2	7	2	1	4	11	17	10	11	25
1		2		1		3			9	0	0	15
2								1		0	1	0
3								1	1	0	1	1
4	3		1				3	1		7	1	0
5	1	2		1			2		25	3	0	28
6								1	3	0	1	3
7								4		0	4	0
8	1								6	1	0	6
9									2	0	0	2
10		1					1			1	0	1
11						3			2	0	0	5
12		1								0	0	1
13							1			1	0	0
14								2		0	2	0
N	7	5	3	8	2	7	11	20	56	23	20	76
DPP	5,7	14,6	2	1,1	0	13,7	8,8	10	4,1	6,2	14,2,	7,8
± DE	5,1	13,1	3,5	2,5	0	15,3	12,6	19	6,9	10,5	30,	9,6

Los accidentes mortales se limitaron a tres, el primero en cepto y los otros dos en lazo. El primero fue una hembra mordida por una yarará *-Botrops alternata* (Duméril, Bibron y Duméril)- mientras estaba en la trampa, este caso no se consideró para los análisis debido a que no es un riesgo asociado al tipo de trampa sino más bien al trampeo en sí mismo. El segundo caso fue un zorro juvenil encontrado muerto durante la revisión del medio día y su necropsia y estudio histopatológico (com. pers. Vet. H. Ferreyra en informe no publicado del análisis histopatológico realizado por M. Vet. A. Martín), reveló que había sufrido una patología conocida como miopatía de captura aguda (McKenzie 1993, Williams y Thorne 1996). Según nuestro conocimiento, se trata del primer caso de miopatía de captura registrada en *P. gymnocercus*. El tercer animal murió inmediatamente luego de la inyección de anestesia, posiblemente debido a la misma patología (Vet H. Ferreyra y Vet M. Uhart -WCS-, com. pers.), aunque en este caso no fue posible realizar el estudio histopatológico.

No se hallaron diferencias estadísticamente significativas al comparar entre los DPP producidos por cada tipo de trampa en cada especie (tab. 3.3).

Tabla 3.3. Valores de las comparaciones estadísticas entre los daños DPP producidos por los diferentes tipos de trampas de restricción a los carnívoros.

Especie	gato	zorrino	hurón	zorro
Trampas	jaula vs. cepto	jaula vs. cepto	jaula vs. cepto	jaula vs. cepto vs. lazo
Estimador	t= 1,65	t=1,21	t=0,47	F=1,01
Grados de libertad	10	7	9	8, 110
Probabilidad	0,13	0,27	0,65	0,44
n jaula	7	2	3	11
n ceptos	5	7	8	56
n lazo				20

Cuando se reunieron todas las especies, no se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre las trampas ($X^2_{0,05,4}=6,04$ $p =0,196$) y en la mayoría de los casos (92,4% en promedio), ninguno de los elementos de captura produjo algún daño o sólo produjeron heridas leves (fig. 3.3). Los lazos no causaron daño en la mayoría de los individuos, pero tuvieron el mayor porcentaje de PDG (fig.3.3). Debido a los dos casos de daños mayores, el promedio de daños producido por los lazos (DPP \pm DE =14,2 \pm 30,2 $n =20$) fue aproximadamente dos veces mayor que el registrado para las jaulas (DPP \pm DE =6,2 \pm 10,5, $n =23$) y los cepos (DPP \pm DE =7,8 \pm 9,6, $n =76$, tab. 3.2).

Se encontró variación interespecífica en las FD agrupadas ($X^2_{0,05,6}=14,9$ $p =0,021$), considerando sólo tres categorías (nada, leve y moderado y grave juntas), pese a que la gran cantidad de celdas que poseen frecuencias esperadas muy bajas redujo la confiabilidad de los análisis de la tabla de contingencia (Zar 1999). Los hurones sólo están presentes en las categorías más bajas, y los gatos y zorros poseen los valores más altos de las categorías medias (fig. 3. 4).

Solamente en el caso de los zorros pampeanos fue posible analizar la frecuencia de distribución de los daños en las diferentes partes del cuerpo, observándose diferencias significativas ($X^2_{0,05,4}=34,9$ $p= 0,0001$). Los miembros presentaban un porcentaje importante de daños producidos por los cepos (81%) y en el caso de la boca, las jaulas produjeron más daños, seguidas de cerca por los lazos (fig. 3.5, fig. 3.2 i).

El puntaje promedio general para los zorros juveniles (DPP \pm DE =13,3 \pm 29,7 $n =21$) no difiere (Test $t_{79}=1,1$ $p =0,28$) de aquel de los adultos (DPP \pm DE =8,6 \pm 9,3, $n =60$). A pesar que los valores extremos de DPP se hallaron en los lazos, no se encontró variación relacionada con la edad para este tipo de trampa (Test $t_{18} =1,44$, $p =0,17$ fig. 3.6)

No se presentaron casos de miembros con algún grado de congelación, pero se detectaron estados de hipotermia en 26 animales (19,9 % de 131 capturas) y en 9 animales hipertermia (6,8 % de 131 capturas). Los estados de hipotermia afectaron a todas las especies, particularmente a los zorrinos (77,8% de 9 capturas); a los hurones (41,7% de 12) y, en menor medida a los gatos (23,1% de 13) y zorros (9,3% de 97, fig. 3.7). De los 9 casos de hipertermia, 6 fueron animales capturados en lazos, pero el tamaño de muestra es demasiado pequeño para testear diferencias relacionadas con el tipo de trampas entre los casos observados y lo esperado sobre la base de las frecuencias de trampeo. La mayor parte de los casos de hipotermia (92,3%) se asociaron a las trampas cepos ($\chi^2_{0,05, 2} = 11,96$ $p = 0,0025$, fig. 3.8).

En un sólo caso de los 29 zorros recapturados (3,4% de las recapturas) se registró un caso con inflamación moderada en la pata. Esta recaptura fue en cepto y con un día de diferencia.

Al analizar si las trampas concuerdan con los conceptos de trampas humanitarias, no se discriminó por especie para cumplir con el n requerido. Algunos de los daños establecidos por los acuerdos internacionales como indicadores de bajo bienestar corresponden a los listados en la tabla 3.1 con los códigos # 9, # 13 y # 14. Los tres tipos de trampas presentaron un porcentaje superior al 80%, cepto: 88,2%, lazos 90% y jaulas 90,3 % y en un sólo caso, en lazo, se observaron indicadores comportamentales de bajo bienestar (excesiva inmovilidad y falta de respuesta), lo que transforma el valor del lazo a 85%.

Discusión

En la mayoría de los casos, los tres modelos de trampas usados produjeron daños leves y sólo raramente se registraron daños serios. El puntaje de daño mínimo y la mayor proporción de ausencia de daños se registraron en las jaulas, pero ambos valores no difieren en mucho para los ceptos. En España, en un trabajo realizado con *V. vulpes*, se registraron daños limitados a inflamación en el 47 % de los animales

capturados con cepos acolchados (Travaini *et al.* 1996a). Si se excluye la inflamación leve (código de daño #1 en tab. 3.2), en este estudio se hallaron los mismos resultados cuando se computaron todos los carnívoros juntos, mientras que este valor se incrementó al 54% para los zorros pampeanos, pese a que nuestros cepos fueron doblemente acolchados.

La auto mutilación ha sido reportada como relativamente común en carnívoros capturados en cepos (ej. Hubert *et al.* 1991, Sahr y Knowlton 2000, Rasmussen *com pers.*). Si bien las principales laceraciones cutáneas en tejido blando de los miembros observadas en individuos de *C. chinga* y *P. gymnocercus*, es el tipo de daño que algunos autores asocian con lesiones causadas por el propio animal al intentar liberarse de las trampas; nosotros no hallamos clara evidencia de que estos daños fueran auto infligidos y no causados por alguna parte de la estructura del cepe.

A partir de nuestros datos resulta difícil explicar por qué el valor de daño para los cepos fue notoriamente más alto en zorrinos y gatos monteses, cuando se comparan estos datos con el valor hallado para los zorros. Si el tamaño del modelo de cepe ($1\frac{1}{2}$) fuese el causante de la diferencia, se podrían esperar valores similares también en los hurones (1-2 Kg de peso) y en los zorros infantiles (<3 Kg), más que en los gatos monteses (3-6 Kg). Una posible hipótesis a testear podría ser la presencia de más tejido blando en los miembros de los gatos y de los zorrinos, lo que favorecería la inflamación. Por otra parte, el menor tamaño de la boca permitiría un acceso más fácil a la pata dentro del cepe, pero esto también ocurre en los hurones.

La baja proporción de daños en la boca de los animales capturados en cepos por nosotros, difiere de lo discutido en la literatura, que comúnmente asocia daños en la boca, inflamación severa y laceración en las encías (# 7) con las trampas cepos (Blundell *et al.* 1999, Sahr y Knowlton 2000, Bubela *et al.* 1998).

Otro riesgo asociado al uso de cepos que surge de nuestros resultados es que estos favorecerían los estados de hipotermia, con una frecuencia particularmente alta en zorrinos y hurones. Sin embargo, una muestra de mayor tamaño sería necesaria para confirmar esta tendencia.

Un análisis particular requieren los lazos al cuello. Este tipo de trampa ha probado ser extremadamente efectiva y selectiva permitiéndonos capturar exclusivamente zorros (Cap. 1). En la mayoría de los casos (90 %) no produce daño o produce daño moderado o leve. Desafortunadamente, hallamos que su uso puede resultar en la mortalidad, al menos para el caso de los zorros pampeanos juveniles. Si bien la miopatía de captura no es muy frecuente en carnívoros, ha sido reportada para algunas especies tales como *C. latrans* o *Taxidea taxus* capturados en cepos o lazos a la pata. La miopatía de captura se desarrolla como consecuencia de un ejercicio extenuante y prolongado (Williams y Thorne 1996) y también con relación a un estrés psicológico prolongado (Kreger 1990). No hay acuerdo si habría una predisposición o no de los animales jóvenes a desarrollar esta enfermedad, pero sí sobre que los climas cálidos predisponen a su desarrollo (Williams y Thorne 1996). Nuestros datos apoyan ambas hipótesis, ya que los dos casos ocurrieron en verano y en animales jóvenes. Spraker (1993) sugiere que la presencia de más de un 2% de casos de miopatía de captura requiere una revisión del método. En nuestro caso se llegó a 10 %, lo cual sugiere una consideración particular, al menos para la estación cálida.

El hecho de que en muchos casos el tamaño de muestra sea pequeño, induce a una precaución considerable al analizar los resultados a nivel específico.

Por otra parte, los datos de los zorros pampeanos no han demostrado un efecto de la edad sobre los puntajes de daños asignados, contrariamente a lo que fue reportado para mapaches en Huber *et al.* (1996).

Nuestros datos confirman que la hipotermia sería común en carnívoros (Kreger 1992). Todos los casos de estrés térmico hallados fueron inmediatamente tratados hasta que se alcanzó la temperatura normal del cuerpo o hasta que, en las situaciones de hipotermia, se observó una tendencia a franco crecimiento en la temperatura corporal. Debido a esto, no se pueden deducir conclusiones sobre el efecto final en el bienestar del animal para este tipo de riesgo relacionado con el trampeo, en el eventual caso de ausencia de cuidados rápidos o en períodos de revisión de trampas más prolongados. Sin embargo, la alta frecuencia de casos y las temperaturas corporales extremas registradas (una mínima de 32,2 °C y una máxima de 42,1 °C) sugieren que el riesgo de estrés térmico no debe ser subestimado y que los procedimientos de trampeo deben incluir el monitoreo regular de la temperatura corporal.

Según nuestras investigaciones, las jaulas causan menor daño que las otras trampas puestas a prueba, pero su eficiencia es muy baja (Cap. 2). Los lazos probaron ser muy efectivos y en la mayoría de los casos causaron muy bajo daño, pero es importante considerar los casos de miopatía de captura, aún más en climas cálidos. Aunque los cepos acolchados causaron algunos daños en los apéndices de los zorros y demás carnívoros, tales daños, según nuestros resultados, no ponen en peligro la continuidad de la vida ni disminuyen la calidad de la misma.

Las recomendaciones de ASM (*The American Society of Mammalogists*, 1998) y del *Fur Institute of Canada* (1989) para captura de mamíferos, sugieren que las trampas sean revisadas diariamente, al igual que la mayoría de los protocolos de trampeo. Pese a esto, Jones *et al.* (1996) en una revisión de métodos de trampeo sugieren para medianos y grandes carnívoros revisar cada 12 horas, Kreeger (1990) no halló daños en zorros colorados capturados con ceпо y mantenidos en las trampas durante, como máximo, 8 horas, y Proulx *et al.* (1993) no observaron daños en animales mantenidos en trampas durante 12 horas, pero si a las 24 horas de permanencia.

El protocolo de trampeo adoptado en este trabajo requirió de un gran esfuerzo dado que las trampas fueron revisadas cada 6 horas, cuatro veces al día, para reducir

la permanencia de los animales dentro de estas, lo cual probablemente contribuyó a los bajos valores de daños observados y a reducir la incidencia y gravedad de los casos de estrés térmico.

Finalmente recordamos que las normas estándares no han sido establecidas aún para el trapeo de los carnívoros argentinos en el ámbito nacional ni internacional y nuestros resultados constituyen el primer aporte para su implementación. El único antecedente a nivel nacional es el trabajo de Colantoni (1997) con *Myocastor coypus*, pese a ser un país donde el recurso fauna es de gran importancia (Fujita y Calvo 1982). Desde un punto de vista ético, deben realizarse más investigaciones destinadas a mejorar los procedimientos de trapeo. La utilización de trampas humanitarias permitirá mejorar el bienestar de los zorros pampeanos y demás especies de carnívoros capturados por el hombre, tanto con fines de manejo y control, como para investigación.

Figura 3.1 Carnívoros capturados (n =119), considerados para el análisis de daños por captura.

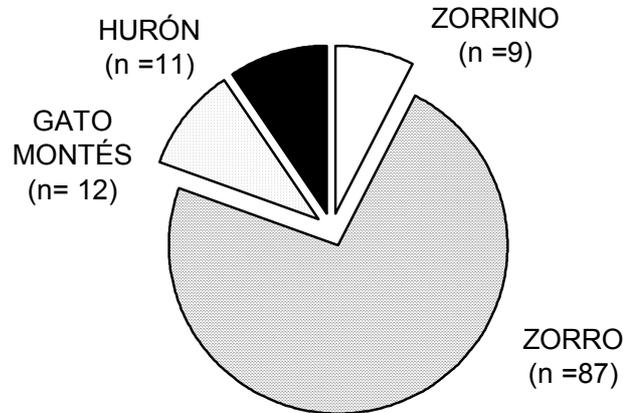


Figura 3.2 Fotos de regiones del cuerpo de carnívoros, con lesiones de captura.

- a) Miembros anteriores de *P. gymnocercus* con maceración de ligamento (# 10) y lesión mayor de tejido subcutáneo (# 11), en trampa cepto.
- b) Miembros anteriores de *C. chinga* capturado en trampa cepto, con lesión mayor de tejido subcutáneo (# 11).
- c) Miembros posteriores de *G. cuja* en trampa cepto, con inflamación leve (# 1).
- d) Rostro de *O. geoffroyi* capturado en jaula, con raspado en el hocico (# 4).
- e) y f) Miembros anteriores de *P. gymnocercus* con inflamación leve, (# 1), en trampa cepto.
- g) Miembro anterior de *O. geoffroyi* capturado en cepto, con inflamación moderada o grave (# 5).
- h) Miembro anterior de *O. geoffroyi* capturado en cepto, con lesión mayor de tejido subcutáneo (# 11).
- i) Rostro de *P. gymnocercus* capturado en lazo, con laceración en las encías (# 7) y pérdida de un diente (# 9).
- j) Miembros anteriores de *C. chinga* capturado en trampa cepto, con laceración menor de tejido subcutáneo (# 8).
- k) Juvenil de *P. gymnocercus* capturado en lazo, sin lesiones (# 0, normal).

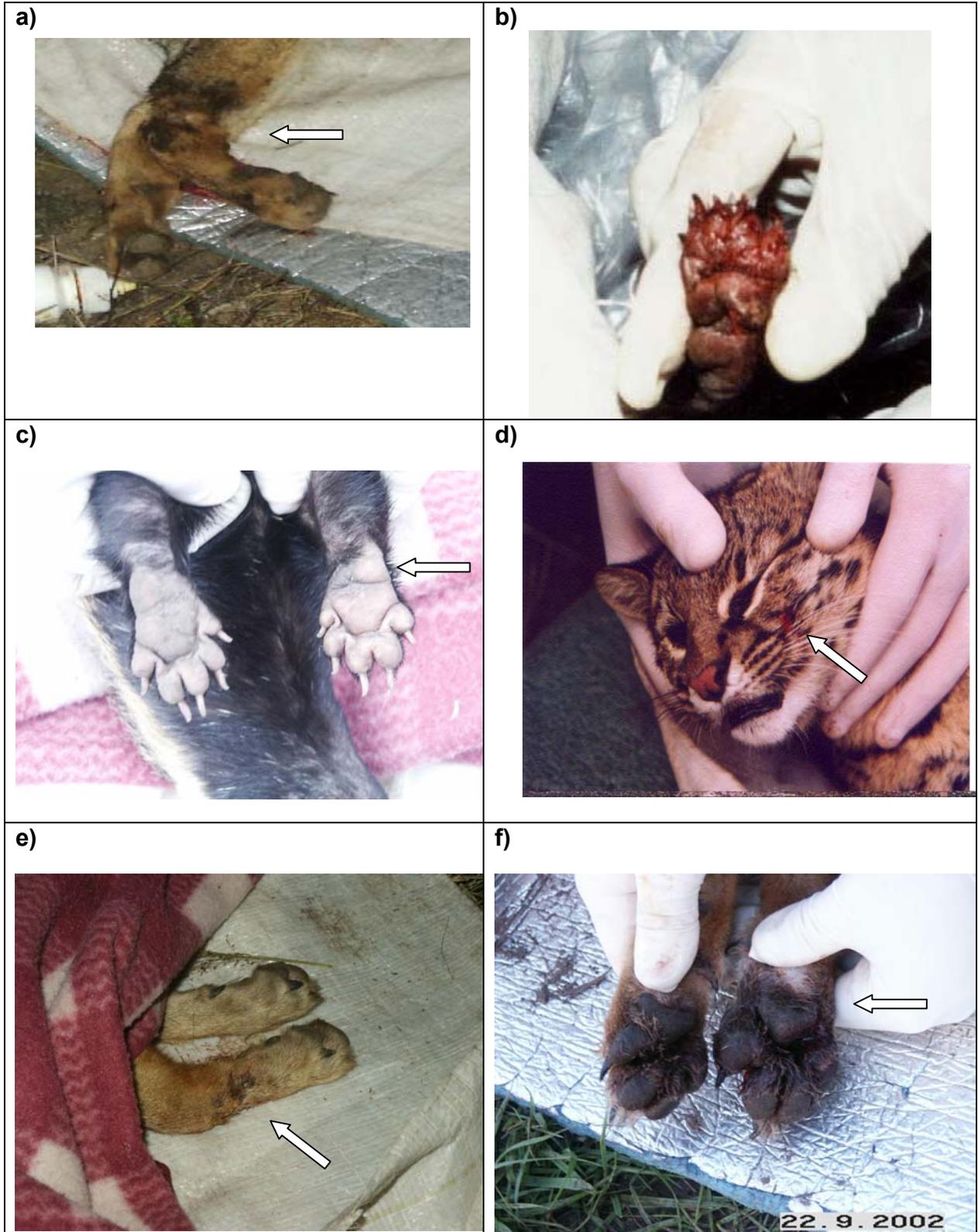




Figura 3.3 Proporción de carnívoros agrupados en función del grado de severidad de los daños producidos por la captura en cada tipo de trampa. Referencias : PDN : Puntaje de daño nulo; PDL : puntaje de daño leve; PDM : puntaje de daño moderado; PDG : puntaje de daño grave.

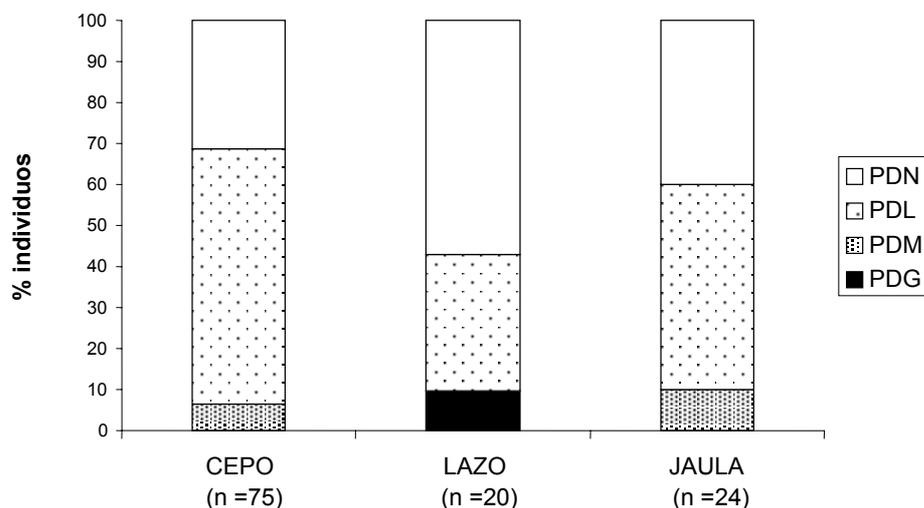


Figura 3.4 Frecuencia de daño por especie, agrupada de acuerdo a la categoría de severidad de daño. Referencias fig. 3.3.

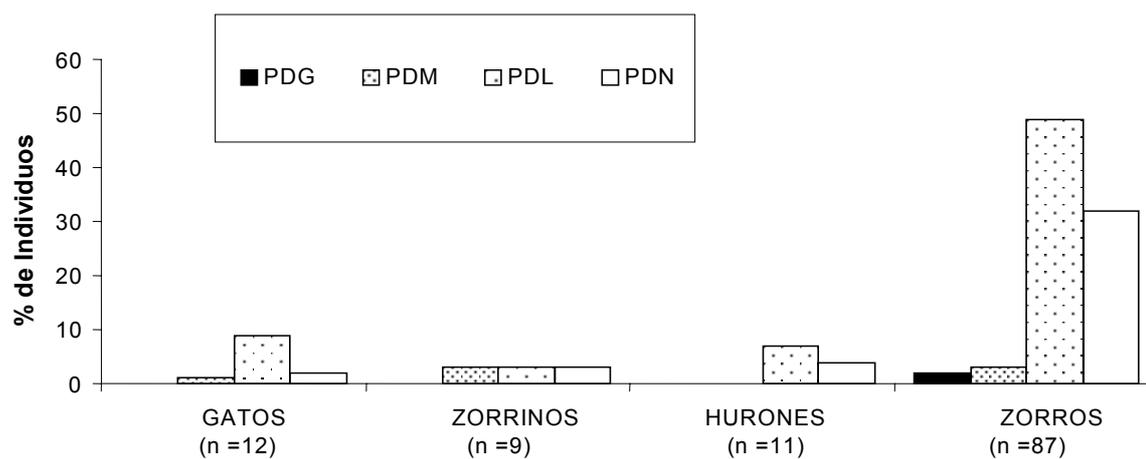


Figura 3.5 Proporción de las diferentes partes del cuerpo afectadas por los tres tipos de trampas en los individuos de zorro pampeano.

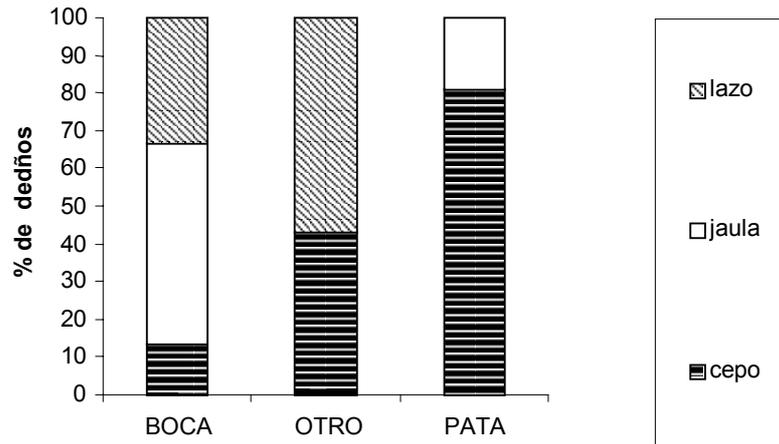


Figura 3.6 Porcentaje de zorros pampeanos, agrupados por categorías de edades capturados en las distintas trampas de restricción.

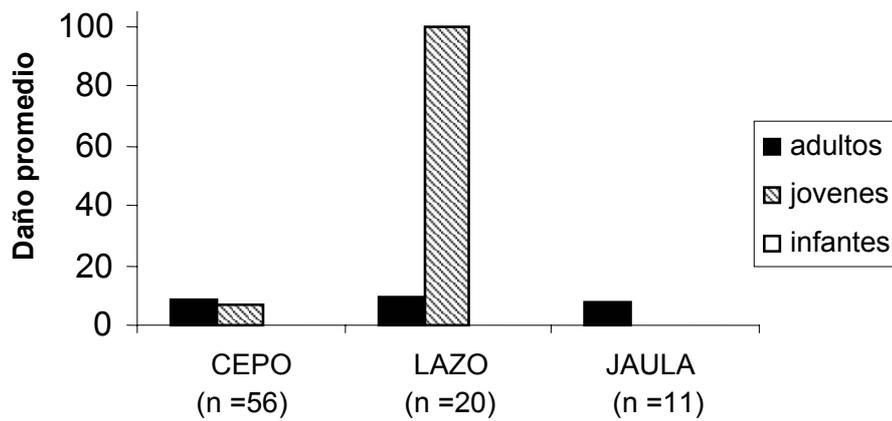


Figura 3.7 Número de capturas de las diferentes especies de carnívoros que presentaron alguno de los dos tipos de estrés térmico.

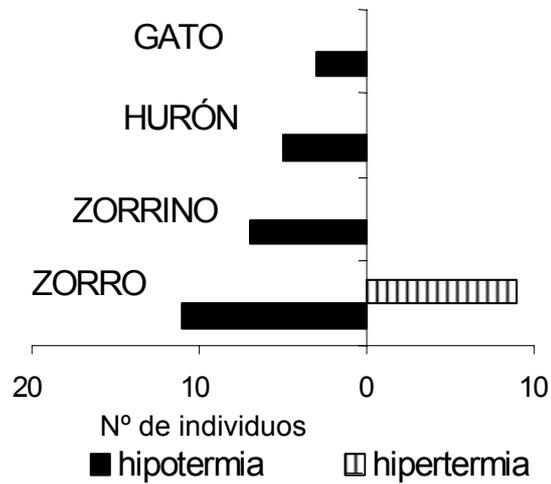
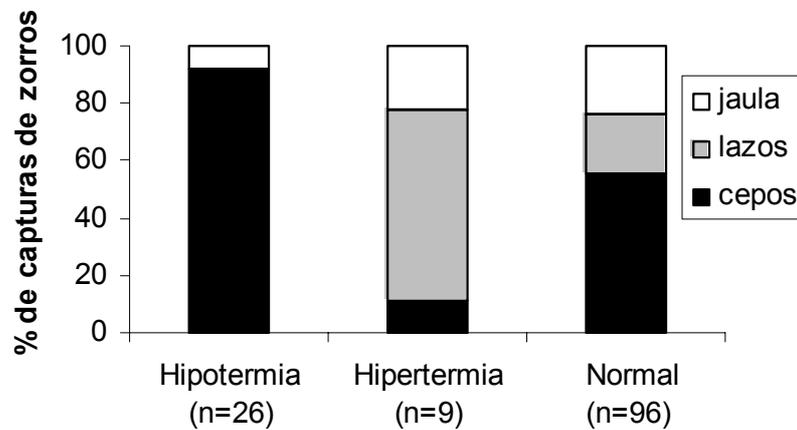


Figura 3.8 Porcentaje de carnívoros pampeanos capturados con trampas de restricción, según el estado térmico en que se encuentran al hallarlos en las trampas.



CAPITULO 4

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA Y ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE ZORRO PAMPEANO EN TRES ÁREAS DE LA PCIA. DE BUENOS AIRES

La falta de conocimiento sobre los zorros sudamericanos, y en particular sobre el zorro pampeano, es un problema que ya fue citado por Crespo en 1971 y que treinta años después se mantiene casi inalterado. Este vacío de información, tanto desde un punto de vista ecológico como genético y morfológico, conduce a problemas de decisión a la hora de establecer pautas de manejo claras (Novaro y Funes 1999), establecer estadísticas confiables sobre las pieles utilizadas por los peleteros (García Fernández 1992) o definir la taxonomía de la especie (Zunino *et al.* 1995).

Además de conocer el número de individuos en una población, es deseable conocer lineamientos de biología reproductiva, y como se estructuran los sexos y las edades (Linnell *et al.* 1998). Cuando estos datos se combinan con estimaciones de tasas de mortalidad, las tendencias poblacionales pueden ser estimadas por medio de modelos, aun sin estimar el tamaño poblacional (Eberhardt *et al.* 1994). Sin embargo, este tipo de información requiere trabajos a largo plazo que sólo se ha conseguido realizar con algunas especies de carnívoros muy estudiadas, como *Ursus arctos* (L. 1758), *C. lupus* y algunas otras.

Además del trabajo específico sobre *P. gymnocercus* de Crespo (1971), existen otros trabajos que citan algunas medidas morfológicas -Barlow (1965), Massoia (1982), Craviño *et al.* (1999), Mares *et al.* (1989) y Ginsberg y Macdonal (1990), pero en su mayoría son textos generales, con información parcializada o incompleta.

Aquí nos proponemos realizar un aporte a los escasos conocimientos sobre la morfología y composición poblacional de *P. gymnocercus* en una región de la Provincia de Buenos Aires.

Objetivos

- Describir y comparar la estructura de la población de zorros en las tres áreas de estudio.
- Caracterizar, en cuanto a sus medidas morfológicas, los principales componentes de la población.

Materiales y métodos

El trabajo de campo se desarrolló entre noviembre de 1998 y enero de 2003 en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en las tres áreas propuestas (ver Área de estudio). Se realizó trampeo vivo de carnívoros con los 3 modelos de trampas descritos detalladamente en el Cáp. 1, y siguiendo los procedimientos de captura y sujeción descritos en Cáp. 2 y Anexo de esta tesis.

Los animales anestesiados fueron sexados y marcados con marcas auriculares plásticas, que permitían el reconocimiento de cada individuo.

A cada individuo se lo asignó, en el campo, a una clase basándose en características externas y, sobre todo, en el estado de la dentición: presencia o no de dentición definitiva y desgaste de los dientes (Crespo 1971, McKenzie 1993, Zapata *et al.* 1997, Gipson *et al.* 2000). Basándose en los datos de Crespo (1971), se consideraron tres clases que comprenden distintos estadios de desarrollo:

- **Infantes:** coincide con el Grupo A de Crespo (1971), e incluye los individuos con dentición total o parcial de leche.
- **Juveniles:** Grupo B de Crespo (1971), es decir individuos con dentición total permanente y con desgaste mínimo.
- **Adultos:** Grupo C de Crespo (1971), individuos con dentición total permanente y con desgaste importante.

Las medidas corporales clásicas (Crespo 1971), fueron tomadas con un centímetro de 0,1 cm de precisión y se definieron de la siguiente manera (fig. 4.1):

1. **Longitud total (LT)**: distancia desde el extremo distal del hocico hasta el distal de la cola (considerando hasta el extremo final del pelo). Tomándose por sobre la línea media dorsal.

2. **Longitud cola (LCo)**: distancia desde el extremo distal de la cola hasta el extremo proximal de la cola. Tomándose por sobre la línea media dorsal y considerando hasta donde llega el pelo.

3. **Longitud de la cabeza (LCa)**: distancia desde el extremo distal del hocico hasta la saliencia posterior del occipital. Tomándose por sobre la línea media dorsal.

4. **Circunferencia del cuello (CC)**: limite del área circular del cuello ajustada y tomado en su punto medio.

5. **Distancia entre caninos (DC)**: distancia entre los caninos superiores. Tomada externamente y por debajo de la línea de las encías, con un calibre de 0,1 mm de precisión.

6. **Longitud tarso-metatarso posterior (LTMP)**: distancia desde el extremo distal del calcáneo hasta el extremo distal de las falanges (sin uñas).

7. **Altura a la cruz (AC)**: distancia desde el ángulo craneal de la escápula hasta el extremo distal de uno de los miembros anteriores.

8. **Longitud oreja (LO)**: distancia desde la base del orificio del pabellón auricular al extremo apical del mismo, con un calibre de 0,1 mm de precisión.

Los individuos fueron pesados en cada oportunidad que se los capturó, con una balanza Pesola® de 10kg, con 100 g de precisión. El peso es el parámetro que se pudo registrar con más precisión y que fue menos afectado por distintas

mediciones entre investigadores y por el estado de anestesia del animal. Además, es un dato fundamental al realizar la sujeción química de cualquier especie (Kreeger 1999) y es relativamente sencillo registrarlo en el trabajo a campo. Debido a lo antes expuesto y, a que se trata de una medida muy frecuentemente usada en el estudio de carnívoros, fue la única medida utilizada para comparar entre grupos de individuos. Las demás medidas registradas fueron descriptas con su valor medio y el desvío estándar.

La comparación entre el peso de machos y hembras de las distintas categorías de edades fue realizada mediante un test de ANOVA y Test t (Zar 1999).

Resultados

Desde diciembre de 1998 a marzo de 2003 se capturaron 63 individuos de *P. gymnocercus*, considerando los datos de las tres áreas de captura. En las tres poblaciones los adultos representaban al menos el 50%, hallándose solamente una alta proporción de infantes (40%) en el área de LT (fig. 4.2). Al comparar la estructura de las poblaciones (machos vs hembras de cada una de las tres clases de estados de desarrollo) no se hallaron diferencias significativas entre las tres áreas (ANOVA simple: $F_{2,6} = 2,97$; $p = 0,16$).

La proporción entre los sexos, considerando las tres poblaciones, fue de 1,4:1 machos : hembras, y estos valores no difirieron mucho de los hallados para la relación machos : hembras de adultos y juveniles, pero si en el caso de los infantes (tab. 4.1).

El peso promedio para los machos en general fue mayor que el hallado para las hembras y este patrón se repitió en las tres clases de edades (tab.4.2).

Tabla 4.1 Frecuencia de sexos (♂: machos, ♀: hembras) en las diferentes clases de estadios de desarrollo (A: Adultos, J: juveniles, I: infantes) en las poblaciones de zorro.

	ESM	LT	SIS	TOTAL	Crespo (1971)
♂A	2	2	17	21	88
♀A	2	3	12	17	84
♂A / ♀A	1:1	0,7:1	1,4:1	1,2:1	1,04/1
♂J	1	1	10	12	57
♀J	1	0	7	8	54
♂J / ♀J	1:1	-	1,4:1	1,5:1	1,05:1
♂I		4	0	4	19
♀I		0	1	1	23
♂I / ♀I		-	0:1	4:1	0,8:1
♂	3	7	27	37	164
♀	3	3	20	26	160
♂ / ♀	1:1	2,3:1	1,3:1	1,4:1	1,02:1

Tabla 4.2 Peso promedio de las distintas clases de estadios de desarrollo, separadas por sexos, y resultados estadísticos de su comparación. Referencias, ver tab. 4.1. y X: media, DE: desvío estándar, n: cantidad de observaciones.

	♂A	♀A	♂J	♀J	♂I	♀I
X	6,02	4,67	5,31	3,83	2,95	1,75
DE	0,89	1,01	1,28	1,13	0,12	-
Rango	7,5 - 4	5,7 - 3,1	8 - 3,75	5,75 - 2,2	3,5 - 2,5	-
n	20	17	11	8	4	1
Test t (a una cola)	$t_{36} = 4,33$ $p = 0,000034$		$t_{17} = 2,59$ $p = 0,009$			

Asimismo al comparar entre adultos y juveniles, tanto para el peso de los machos ($t_{29}=1,62$; $p=0,040$) como para el peso de las hembras ($t_{23}=1,84$ $p=0,038$), no se hallaron diferencias significativas.

Las medidas corporales de los individuos de zorro pampeano agrupados por sexo y edad se presentan en la tab. 4.3. Para cada medida, el número de individuos medido varía debido a que en ciertas circunstancias, en el campo, fue difícil tomar las medidas tal cual fueron descriptas.

Tabla 4.3 Medidas corporales (cm) de zorros capturados (A: adultos, J: juveniles, M: macho, H: hembra). Referencias, ver tab. 4.1 y tab. 4.2.

Medidas		♂A	♀A	♂J	♀J	♂I	♀I
Long. cuerpo	X	109,1	103,3	102,1	9,6	86,7	66
	DS	5,0	11,8	2,9	7,2	-	-
	n	18	15	10	8	4	1
Long. cola	X	39,8	37,9	38,9	30,5	36,6	19,5
	DS	2,5	3,0	1,8	4,7	2,8	-
	n	18	13	10	8	3	1
Long. tarso-metatarso posterior	X	14,5	13,2	14,3	13,3	13,8	11
	DS	0,6	0,8	0,6	0,6	-	-
	n	18	13	12	5	3	1
Altura a la cruz	X	43,1	41,6	39	38,9	-	-
	DS	2,9	2,5	3,3	2,9	-	-
	n	11	3	4	4	-	-
Long. cabeza	X	17,2	16,9	17,4	16,2	15,3	13,3
	DS	1,0	1,1	1,5	1,5	0,57	-
	n	19	16	10	8	3	1
Circunferencia cuello	X	24,2	21,9	22,4	20,3	18	13,5
	DS	2,8	1,4	1,6	3,3	-	-
	n	17	13	10	8	1	1
Long. oreja	X	7,3	7,8	8,3	6,7	7,1	5,8
	DS	0,5	1,2	3,2	0,6	0,4	-
	n	18	14	12	8	3	1
Distancia entre caninos	X	2,4	2,3	2,4	2,2	2,1	1,3
	DS	0,4	0,1	0,6	0,1	0,1	-
	n	20	9	9	8	2	1

Discusión

El único trabajo que presenta datos de composición poblacional de zorro pampeano por edades es el de Crespo (1971), con valores muy similares a los hallados en este trabajo: adultos 52,8% vs 60,3%; juveniles 34,4% vs 31,3% e infantes 12,9% vs 6,34% (Crespo, 1971 *versus* este trabajo). La mayor diferencia en la proporción de sexos observada por nosotros para infantes, coincide con lo reportado por Crespo (1971). Llama la atención la mayor proporción de machos con respecto a las hembras en la mayoría de las categorías, que se podría deber, al menos en parte, al mayor desarrollo del comportamiento de búsqueda (observado en otros cánidos), que podría sesgar las capturas hacia los machos.

Barlow (1965) y Massoia (1982) presentan como valores de peso conjunto de machos y hembras 5,95 kg (rango: 4,5-7,9 kg; n =26) y 3,97 kg (2,4 –5 kg; n =11), respectivamente, sin discriminar por estructura de edades ni sexos. Estos valores parecerían comparables a los valores obtenidos por nosotros al compararlos con los valores de adultos de las poblaciones aquí estudiadas. Nuestros datos demuestran un claro dimorfismo sexual de peso a favor de los machos, como ha sido reportado para muchos otros cánidos (Ginsberg y Macdonald 1990).

Los valores morfométricos serían comparables con los hallados por Barlow (1965), Crespo (1971), Craviño *et al.* (1999), Massoia (1982), Mares *et al.* (1989) y Ginsberg y Macdonald (1990).

Se requieren más datos detallados y completos, con medidas morfométricas claramente definidas y con descripción de las condiciones en las que las mismas fueron tomadas, para poder realizar comparaciones estadísticas que proporcionen información y reflejen, en caso de existir, posibles variaciones intra o interespecíficas

Figura 4.1 Esquema y foto con las medidas corporales tomadas a los zorros.
 Referencias LCo= longitud cola; LT= longitud total; LCa= longitud cabeza; LMTP-
 longitud tarso metatarso posterior; CC= circunsferencia cuello; DC=distancia entre
 caninos; LO= longitud oreja.; AC= altura a la cruz

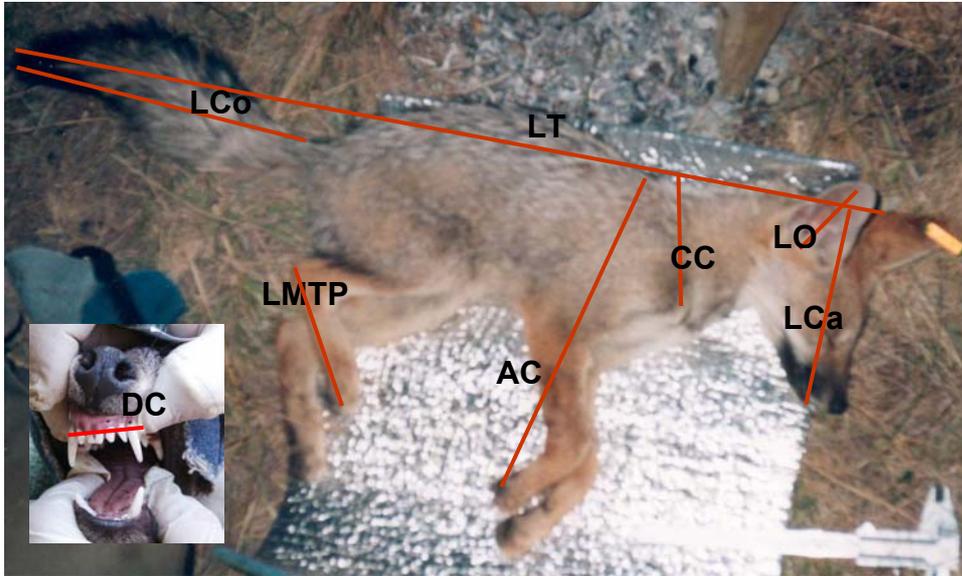
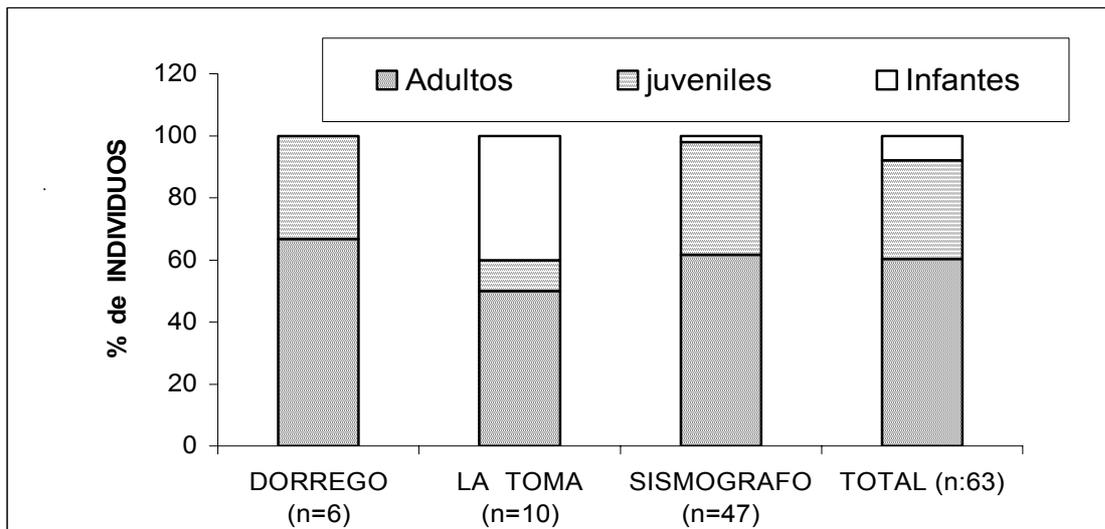


Figura 4.2. Estructura por clases de estado de desarrollo de las poblaciones de zorro estudiadas.



CAPITULO 5

COMPARACION DE METODOS PARA ESTIMAR LA ABUNDANCIA DE ZORRO PAMPEANO EN EL PARQUE PROVINCIAL E. TORNUIST

El monitoréo de la distribución y abundancia es fundamental para la conservación, investigación y manejo de las poblaciones de animales silvestres (Lancia *et al.* 1994; Walker *et al.* 2000, Wilson y Delahay 2001). Sin embargo, la estimación del tamaño de las poblaciones silvestres puede ser problemática cuando, además de poseer poblaciones con bajas densidades, las probabilidades de captura son reducidas y varían entre individuos, lo cual es cierto para la mayoría de los vertebrados (Rosenberg *et al.* 1995).

En el caso de los carnívoros, muchos métodos han sido usados para estimar la densidad, pero todos ellos con éxito variable (Beltrán *et al.* 1990) y hasta ahora no ha sido identificado un sólo método universalmente aplicable (Travaini *et al.* 1996b, Linnell *et al.* 1998). La baja densidad y el comportamiento esquivo de la mayoría de los carnívoros dificultan la estimación de su densidad con precisión, con bajo sesgo y costos reducidos (Novaro *et al.* 2000), y las dificultades se ven incrementadas por las complicaciones relacionadas con patrones espaciales, sociales y variaciones intraespecíficas (Wilson y Delahay 2001).

Dos enfoques principales son utilizados generalmente para la estimación del número de animales en poblaciones silvestres: la estimación de la abundancia y la estimación de la densidad. La **abundancia**, o **tamaño poblacional**, se define como el número de individuos en una población y puede expresarse como **abundancia relativa**, principalmente usada para comparaciones con otras estimaciones del mismo tipo, o **abundancia absoluta**, la cual es el número total de individuos. La **densidad poblacional** es el número de individuos por unidad de área (Lancia *et al.* 1994) y se expresa como una fracción (ej. N. Individuos / km²).

Los métodos para enfrentar ambos enfoques son muy variados y con el desarrollo de las computadoras y la estadística han alcanzado un alto nivel de complejidad. Con relación a esto está la importancia que se atribuye actualmente al conocer no sólo la cantidad de animales en un área sino también la varianza del resultado, como forma de verificar que margen de error tienen nuestras estimaciones.

Los dos problemas básicos que se deben enfrentar, más allá de la elección del método, son la observabilidad de los animales o sus signos de presencia (β) y la fracción del área que se está muestreando (α), obteniéndose una ecuación canónica básica que representa la estimación de población (Wilson *et al.* 1996):

$$\hat{N} = \frac{C}{\alpha\beta}$$

En donde N denota el tamaño de la población y C denota un conteo estadístico y el sombrero sobre N y β implica estimaciones.

Tanto los métodos de estimación de densidad como de abundancia se dividen en dos grandes grupos: **Índices poblacionales** y **Conteos de individuos** (completos o incompletos). Los primeros se pueden definir como alguna medida correlativa con la densidad (Coughley 1977). Se asume que este valor, derivado de observaciones, posee una relación con la densidad que puede ser positiva o negativa, esperándose en el mejor de los casos que fuera positiva y monótonica (Wilson *et al.* 1996). En caso de no ser así, estas medidas deben ser calibradas para establecer cual es la relación entre el índice y la densidad absoluta y si este índice refleja con exactitud el tamaño y las tendencias poblacionales (Lancia *et al.* 1994).

Los conteos de individuos pueden implicar en sí mismos conteos por observaciones o capturas de individuos. Refiriéndonos a la ecuación 1), estos métodos asumen una observabilidad (β) igual a 1 y la proporción del área cubierta por el muestreo (α) igual a 1 (Lancia *et al.* 1994, Wilson *et al.* 1996). Cuando no todos los individuos son observados (o capturados) el estimador del tamaño poblacional se calcula matemáticamente como una función de la probabilidad de detección u observabilidad (β) y en algunos casos también de α (Wilson y Delahay 2001).

Los métodos seleccionados dependen de las características del área, de nuestro conocimiento sobre la biología de la especie, de las experiencias previas con la especie, el objetivo y la escala de las estimaciones, los requerimientos de precisión y exactitud y, finalmente, de los recursos económicos (Wilson y Delahay 2001). La determinación del tamaño poblacional de muchas especies de cánidos es difícil debido a que generalmente son especies elusivas y se presentan en bajas densidades (Warrick y Harris 2001). Debido a que los cánidos representan, en muchas ocasiones, especies conflictivas, o de explotación (Linhart y Knowlton 1975, Novaro 1991), se han llevado a cabo muchos estudios de densidad/abundancia poblacional y se han aplicado muchas técnicas de estimación de densidad (Wilson y Delahay 2001). A pesar de esto, existen escasos programas rigurosos de monitoreo de poblaciones de animales silvestres en Sudamérica (Walker *et al.* 2000) y sólo algunos sobre cánidos (ej. Novaro 1991, Dosio *et al.* 1998).

Dado los antecedentes sobre *P. culpaeus* en Patagonia (Novaro 1991, Novaro *et al.* 2000) y la abundante bibliografía existente sobre distintas especies del género *Vulpes*, seleccionamos los siguientes métodos para evaluar la abundancia y, cuando fue posible, la densidad poblacional:

- Índice basado en **estaciones odoríferas de cebado** (índice indirecto de abundancia).
- Índice basado en el conteo de heces por medio de **conteos de signos de presencia en transectas** (índice indirecto de abundancia).
- Índice basado en observación de presencia en **transectas en líneas a pie** (conteo incompleto).
- Estimación basada en la observación de presencia en **transectas en líneas en auto** (conteo incompleto).
- Estimación basada en el **tamaño de home range** (estimación indirecta de densidad).
- Estimación basada en el **esfuerzo de captura** (índice directo de abundancia o estimación directa de abundancia).

- Índice basado en **captura, marcado y recaptura** de una submuestra de la población (conteo incompleto).

Estaciones odoríferas de cebado (*scent-marking stations*)

Las estaciones de cebado han sido usadas durante décadas para monitoreo de distribución y abundancia de carnívoros, incluyendo especies como zorro colorado, mapaches, coyotes, lince rojo *-Felis rufus* (Schreber, 1777)-, puma *-Puma concolor* (L., 1771)-, zorro culpeo, entre otras muchas especies (Linhart y Knowlton 1975, Roughton y Sweeny 1982, Nottingham *et al.* 1989, Dieffenbach *et al.* 1994, Travaini *et al.* 1996b, Novaro *et al.* 2000). Una de las principales ventajas de esta técnica es que es posible aplicarla en grandes áreas, es fácilmente estandarizable y requiere bajo esfuerzo y bajo costo (Linhart y Knowlton 1975, Nottingham *et al.* 1989).

La relación entre el índice de estación de cebado y la densidad absoluta ha sido validada en pocas poblaciones con densidad conocida y los resultados han sido ambiguos. Conner *et al.* (1983) encontraron que resultados obtenidos basándose en estaciones de cebado reflejan los cambios en las poblaciones de mapaches, lince rojos y zorros grises *-Urocyon cinereoargenteus* (Schreber, 1775)- estudiados con otras técnicas, pero no así en el caso de las comadreas *-Didelphis virginiana* Kerr, 1792- Dieffenbach *et al.* (1994), trabajando con *F. rufus*, hallaron una correlación positiva entre el índice de estaciones de cebado y el tamaño de la población, pero son detectados solo grandes cambios en la abundancia.

Una ventaja de este método es que permite la evaluación de la abundancia de varias especies al mismo tiempo, aunque es importante la calibración para cada especie en particular (Wilson y Delahay 2001).

No es aconsejable usar este índice para comparar diferentes hábitats, a menos que se haya realizado la calibración para todos ellos (Novaro *et al.* 2000) y también en

estudios a largo plazo se recomienda la recalibración del índice con cierta frecuencia (Linhart y Knowlton 1975). Otro defecto es que la relación entre las tendencias mostradas por el índice y la abundancia real es difícil de establecer (Wilson y Delahay 2001).

Transectas de signos de presencia

Cuando las heces de un animal son fácilmente identificables, otro índice indirecto de abundancia se puede obtener a través del conteo de heces a lo largo de una transecta de ancho fijo (Wilson y Delahay 2001). La asunción más crítica en este caso es que la relación existente entre la cantidad de heces halladas y la abundancia es constante (Wilson *et al.* 1996). Muchos factores pueden afectar el conteo de heces: las variaciones climáticas que afectan la tasa de desaparición de las mismas, los cambios estacionales y locales en sus comportamientos de marcación y en la tasa de defecación que muestran muchos carnívoros, las comparaciones entre períodos o sitios diferentes, etc. Por lo tanto es aconsejable tratar de minimizar o controlar la mayor cantidad de estos factores (Wilson y Delahay 2001).

A pesar de lo anterior, esta metodología ha permitido la comparación de abundancia relativa entre áreas en *V. vulpes* (Cavallini y Lovari 1991).

Transectas en línea de observación directa: a pie y en camioneta

El método se basa en contar los animales a lo largo de una franja que representa el área muestreada. Es una técnica frecuentemente usada en conteo de aves o ungulados en ambiente abiertos y el problema en su aplicación en los carnívoros es que, debido a la dificultad de detectarlos en ambientes cerrados y sus bajas densidades, se necesita un gran esfuerzo de muestreo (Linnell *et al.* 1988). El hecho de que muchos carnívoros sean más activos de noche, llevó al desarrollo de conteos nocturnos.

Este método es usado no solamente para estimar un índice de abundancia relativa (N. zorros / km, en este caso), sino también para la estimación de la densidad. Para la estimación de esta, un factor importante es conocer la función de detección

(observabilidad), la que está en relación con el ancho de la franja que está muestreando y donde es posible observar a los animales. Los modelos propuestos para esta clase de muestreo poseen las asunciones básicas que los animales que se encuentren directamente sobre la transecta son observados siempre, que una vez observados los animales no se vuelve a contarlos, que las distancias y los ángulos de los puntos en los cuales los animales están con respecto a la línea de la transecta son obtenidos sin errores y que los avistajes de los individuos son eventos independientes (Krebs 1989). La fórmula general para estos modelos es:

$$\bar{D} = \frac{n}{2La}$$

Donde D representa la estimación de la densidad, n el número de animales vistos en la transecta, L la longitud total de la transecta y α una constante que debe ser estimada. Existen diversas formas de estimar α , pero el estimador de series de Fourier es un estimador robusto y ha sido recomendado por Burnham *et al.* (1980) como el mejor modelo disponible, que considera el ancho de la transecta como una distancia variable, que se estima sobre la base de las distancias de observación.

Tamaño de home range

El tamaño del *home range* y el tamaño del territorio han sido usados como índices de densidad poblacional, asumiendo una correlación negativa entre los dos valores. El uso de este método se basa en asunciones no realistas sobre el comportamiento y la dinámica poblacional, como son el hecho de suponer que los *home ranges* de los animales no se solapan y que los individuos usan el espacio de igual manera sin importar su sexo, edad, rango social, calidad de hábitat, etc. (Wilson *et al.* 1996). A estos problemas se suma el de la estimación del tamaño del *home range*, cuyos valores pueden ser fuertemente afectados por el tipo de método usado (Harris *et al.* 1990).

Éxito de captura

Este índice directo se basa en el número de animales capturados por unidad de tiempo y esfuerzo, y puede ser aplicado en el caso de un diseño de muestreo estandarizado (Wilson *et al.* 1996). El índice asume implícitamente que, dado un esfuerzo constante de trampeo, los cambios en la frecuencia de captura de animales en un período dado de tiempo representan cambios en la abundancia y esta asunción es crítica. Sin embargo hay evidencias de que el éxito de trampeo, aún en una misma especie, puede variar temporalmente (Smith *et al.* 1985, Cáp. 1 de esta tesis).

Es posible utilizar también el área cubierta por las trampas como unidad de medida de tamaño del área de muestreo, para estimar la densidad de población. El punto crítico en esta estimación de la densidad es determinar el área de influencia de las trampas.

Esta técnica fue usada para verificar la abundancia de muchas especies de carnívoros entre ellos coyotes (Knowlton, 1984); zorros grises -*Urocyon littoralis* (Baird, 1857)- (Crooks, 1994); “kit fox” -*Vulpes macrotis* (Merriam, 1818)- (Cypher y Spencer, 1998), pero en muy pocos casos se han realizado calibraciones con la densidad.

Capura, marcado y recaptura

Este método provee, a través de modelos, un medio de estimar el tamaño poblacional mediante datos sobre la cantidad de animales capturados y recapturados o reavistados, sin recurrir a asunciones poco realistas y fue usado para estimar el estatus o las tendencias poblacionales en muchas especies (Wilson y Delahay 2001). El uso de animales marcados es comparable al uso de otros trazadores, como los empleados en fisiología, medicina, estudios de ciclo de nutrientes, etc. y los recientes avances de la tecnología permiten una gran variedad de métodos de marcado.

El estimador de Lincoln-Petersen fue el primer estimador de captura –recaptura (Lincoln 1930). Este índice se basa en dos asunciones principales: que la población

está cerrada durante el período de muestreo, es decir que no está afectada por inmigraciones, emigraciones, natalidad, mortalidad y que las marcas en los animales no se pierden y permiten una identificación inequívoca de los animales. Este modelo fue planteado para un período de muestreo relativamente corto. Cuando el intervalo entre los muestreos está muy separado en el tiempo o los muestreos son más de dos, la asunción de población cerrada es muy difícil que se cumpla y el estimador de Lincoln-Petersen no se ajusta adecuadamente (Wilson *et al.* 1996). Modelos de captura-recaptura para K muestras fueron diseñados sobre el modelo base para poblaciones abiertas como el Cormack-Jolly-Seber (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) que incluye parámetros de captura y sobrevivencia para cada período de muestreo. Este modelo ha servido como base para el desarrollo de otros modelos de captura y recaptura que incluyen variaciones en las edades, los sexos y la probabilidad de captura.

En muchos trabajos se ha utilizado este método para el estudio de carnívoros, pero dado que el trampeo de carnívoros con el grado de intensidad requerido no es siempre posible por el grado de dificultad que este implica (Wilson y Delahay, 2001), muchas veces se usan los registros de reobservaciones, más que de recapturas (Lancia *et al.* 1994).

Otis *et al.* (1978) desarrollaron un método, llamado “grillas anidadas” (*nested grids*) para estimar la densidad a partir del esfuerzo de captura, con el método de captura y recaptura a partir de poblaciones cerradas. Asume que los animales capturados provienen de áreas más lejanas a las áreas donde estrictamente están las trampas. Tradicionalmente se le ha agregado una franja al área de trampeo, así el área usada por los animales expuestos al trampeo es la suma del área de trampeo en sí misma más la de esta franja que la rodea. Estudios de simulación sobre este modelo, desarrollados por Wilson y Anderson (1985), mostraron grandes variaciones en los resultados, pero cuando las probabilidades de captura son altas y el tamaño de la muestra es grande, es posible que este enfoque de resultados confiables (Lancia *et al.* 1994).

Objetivos

- Evaluar comparativamente distintos métodos de estimación de la densidad y abundancia de zorro pampeano en el PPET.

Métodos

Las metodologías, de tipo directo e indirecto, para la estimación de la densidad poblacional del zorro pampeano que aplicamos y comparamos estacionalmente en las dos áreas del PPET, desde noviembre de 1998 a marzo de 2000, fueron las siguientes:

Estaciones odoríferas de cebado (*scent-marking stations*)

Se establecieron transectas a lo largo de las cuales se instalaron estaciones de cebado separadas por 250 m, una distancia que minimiza la probabilidad de que dos estaciones contiguas fuesen visitadas por el mismo animal. Las estaciones de cebado consisten en una porción del terreno de 1 m² preparada para facilitar la observación de huellas, en cuyo centro se ubicaba en una tapa de gaseosa un cebo oloroso atrayente preparado para tal fin (fig 5.1). En cada área se establecieron distinta cantidad de estaciones de cebado de acuerdo a las posibilidades del terreno.

En el área SIS se establecieron 8 transectas lineales separadas entre ellas por 500 m. Cada transecta tenía un largo de 1000 m y comprendía 5 estaciones. Las líneas fueron ubicadas de a dos perpendiculares al camino que separa al área en dos partes, alternando, entre ambos lados del camino.

En al área LT se establecieron 3 transectas de 1750 m, separadas entre ellas por 500 m. Sobre cada línea se ubicaron 8 estaciones de cebado.

La jornada previa a la activación de las transectas se limpió de vegetación y se aplanó el área de cada estación. El día de activación se agregó el cebo líquido (preparado con huevo, leche, aceite de sardinas y atún, y dejado a descomponer varios días al sol).

Las estaciones se revisaron cada 24 hs. durante dos días, cuando el clima así lo permitió. Cada día, al ser revisadas, se cebaron nuevamente y se volvió a preparar el terreno para poder registrar nuevas huellas.

Se registró la presencia de todas las huellas de carnívoros (zorro, zorrino, hurón, gato montés, puma) aves o caballos u otras no identificadas. Las huellas de zorro fueron diferenciadas de las de otros carnívoros sobre la base de su forma, la presencia de garras y posición de los dedos con respecto a la almohadilla.

Las estaciones se consideraron:

Activadas: aquellas en las que se preparó el terreno y se le colocó cebo atrayente.

Desactivadas: cuando en su superficie, por algún factor posterior a la activación (lluvia, pisoteo de caballos, etc.), fue imposible detectar huellas precisas.

Visitadas: cuando sobre la superficie quedó registrada la presencia de algún animal.

Operables: (= activadas – desactivadas) aquellas estaciones visitadas en las que se podía identificar claramente la presencia de todas las especies que pasaron por allí y donde la sobreabundancia de un tipo de huella no llegaba a ocultar la presencia de otra especie.

El esfuerzo de muestreo fue medido como estaciones noche, es decir multiplicando el número de estaciones activadas por el número de noches en las cuales estuvieron activadas.

Como índice de abundancia en este caso utilizamos la frecuencia de visita, calculada con el índice (Linhart y Knowlton 1975):

N. de estaciones visitadas por zorro / N. de estaciones operables x 1000,
llamándolo índice de Frecuencia de Visita por Estación (**FVE**).

En muchas investigaciones sobre la abundancia poblacional de carnívoros, las estaciones han sido utilizadas como las unidades de muestreo (Roughton y Sweeny 1982). Esto se basa en la asunción, explícita o no, de que las estaciones son independientes entre ellas. Por lo tanto, las estaciones deberían estar ubicadas a una distancia recíproca mayor a la capacidad de desplazamiento promedio de un individuo. Esto es, en la práctica, difícil de realizar, debido a la gran movilidad de los carnívoros de tamaño mediano e imposible en nuestro caso, por la falta completa de datos sobre la capacidad de desplazamiento de *P. gymnocercus*. Por lo anterior, calculamos también el índice de abundancia usando como unidad de muestreo las transectas, Frecuencia de Visita por Transecta (**FVT**). Esto reduce considerablemente el tamaño de muestra, pero reduce la interdependencia de los datos.

Por cada estación del año de muestreo se calculó la FVE, así como FVT, en la primera noche y en las dos noches.

Para evaluar los distintos métodos de análisis de las estaciones de cebado comparamos los resultados de la primera noche *versus* las dos noches acumuladas de las dos áreas juntas con el test de suma de rangos de Wilcoxon para muestras dependientes (Siegel 1956, Triola 2000). Se realizaron correlaciones por rangos de Spearman (Siegel 1956) en cada área y juntando las dos áreas, comparando una noche *versus* las dos noches acumuladas. Además se correlacionó entre ambas áreas 1 noche de FVE vs. FVT y se repitió el análisis con los datos de las dos noches. Se compararon los valores de los índices FVE y FVT anuales utilizando tanto una noche como las dos noches continuas por medio de test *t* (Zar 1999). Al realizar las comparaciones de una noche *versus* dos noches acumuladas, están afectadas por una dependencia entre las muestras; esto implica que se espera poca diferencia entre ellas y que tanto el test de Wilcoxon y las correlaciones de Spearman deben ser tomados con

cautela. Sin embargo, es una práctica frecuente el usar datos acumulados de varias noches (Linhart y Knowlton 1975, Travaini *et al.* 1996b, Schauster *et al.* 2000), y darle un tratamiento similar nos pareció, desde un punto de vista comparativo, interesante.

Transectas de signos de presencia

Se recorrieron a pie dos transectas fijas de 10,6 Km y 6,4 Km (SIS y LT, respectivamente) 1 vez por estación. Cada transecta fue recorrida por tres investigadores que avanzaban paralelamente separados entre sí por 10 m, cubriendo una faja total de 30 m, ya que cada operador debía revisar el terreno 5 m a cada costado de su persona. Cada transecta cubrió la heterogeneidad de ambientes en cada área, recorriendo en SIS, planicie (4,4 Km), altura (3,5 Km) y cañadones (2,7 Km), mientras que recorría 1,1 Km de planicie y 5,3 Km de cañadones en LT. En cada ocasión, se registraban todas las heces encontradas.

Las heces de zorro fueron diferenciadas de las de otros carnívoros que ocurren en el área de estudio sobre la base de su forma, tamaño, textura y, sobre todo, olor (Castillo 2003). Después de su identificación las heces eran destruidas, para evitar su doble conteo. El índice de abundancia fue el número de heces / Km (**ICH**: Índice de Conteo de Heces).

Transectas nocturnas en líneas

Dada la estructura física del área, se realizaron dos tipos de transectas lineales nocturnas, transectas nocturnas en vehículo y transectas nocturnas a pie.

Transectas nocturnas en camioneta.

Estas transectas fueron repetidas sistemáticamente desde 1999 hasta 2002 (1999, n =9; 2000, n =7; 2001, n =6; 2002, n =4), al menos una vez por cada estación del año, siempre a lo largo del mismo recorrido. Se recorrieron en la primera parte de la noche a la velocidad constante de 10 Km / h, alumbrando con un reflector de 1 millón de candelas a los lados del camino y registrando los carnívoros avistados. Fue posible aplicar esta metodología únicamente en SIS, donde hay un camino de 8 Km de largo que atraviesa el área de estudio. Por esta razón, este método no permite comparar entre las dos áreas, sino que brinda la posibilidad de comparar entre estaciones del año y entre años.

Se calculó un índice de abundancia relativa (**ITC**: Índice de Transecta en Camioneta): **N. Zorros / Km.**

En el caso del índice de abundancia, el desvío estándar fue calculado entre los valores de las transectas llevadas a cabo en cada estación. En las comparaciones entre años el DE de un año fue calculado sobre la base de todas las transectas nocturnas realizadas en ese período.

Para estimar la densidad absoluta (**DTC**: Densidad obtenida por Transecta en Camioneta), se utilizó el programa DISTANCE SAMPLE 4, RELEASE1 (Thomas *et al.* 2002) para lo cual fue necesario registrar en cada observación la distancia perpendicular desde la transecta al animal observado. Utilizamos la distancia perpendicular en lugar de la distancia de avistamiento y el ángulo de dicha distancia debido a que este tipo de datos requiere menores asunciones y mejora levemente el ajuste a los modelos (Buckland *et al.* 1993, Lancia *et al.* 1994). Para la selección de los posibles modelos de funciones de detección se usó el criterio de Información de Akaike (Akaike 1973) y el criterio del test de bondad de ajuste, siguiendo las sugerencias de Buckland *et al.* (1993).

Transectas nocturnas a pie

En el período 1999-2000, se llevó a cabo estacionalmente un conteo de carnívoros sobre una transecta fija (2,5 Km en SIS y 2 Km en LT). En el área SIS se realizaron 4 transectas que cubrían el área de estudio, alternadas con respecto a los lados del camino que atraviesa el área y separadas por 1000 m una de la otra. En el área LT se realizaron 3 transectas con una distancia de 500 m entre ellas.

Se recorrieron caminando a velocidad constante y alumbrando los alrededores con un reflector de 1 millón de candelas. Este estaba alimentado por una batería de auto transportada en una mochila. El índice de abundancia fue el **N. Zorros / Km** (ITP: Índice de transecta a pie).

El DE de cada estación fue calculado usando los valores de las distintas transectas.

Se usó test ANOVA para las comparaciones generales y test *t* de Student (Zar 1999) para las comparaciones de a pares entre las estaciones y las áreas.

Para obtener datos sobre una abundancia absoluta (Densidad de transecta a pie: **DTP**) se utilizó el programa DISTANCE SAMPLE 4, RELEASE1 (Thomas *et al.* 2002) con iguales criterios que para las transectas en camioneta.

Tamaño del *home range*

Se equipó a 7 machos adultos de zorro pampeano capturados, dentro del área Sismógrafo, con un radiocollar, es decir un collar que incluye un transmisor el cual permite la ubicación a distancia del animal. Se seleccionó animales adultos para disminuir el riesgo de pérdida del animal por dispersión y para no ocasionar problemas con el crecimiento del cuello debido a que los collares no fueron extensibles; y animales machos ya que por lo que se conoce de otras especies de zorros los machos poseen territorios más estables y con menor grado de solapamiento comparado con las hembras. La ubicación del animal se estimó a través de la triangulación desde sitios

conocidos o determinados con un receptor de geo-posicionamiento satelital (GPS) y con el método conocido como "*homing-in*" (Amlaner y Macdonald 1980). En el primer caso el investigador se posiciona en un punto desde el cual puede recibir, a través de una radio receptora, la señal emitida por la transmisora del collar de un individuo. Por medio de una antena direccional (de tipo "*yagi*" de 3 elementos) se determina la dirección de mayor intensidad de la señal, que se registra con una brújula. En este estudio, repetíamos este proceso hasta obtener por lo menos 3 direcciones separadas entre ellas por ángulos $\geq 60^\circ$ y $\leq 120^\circ$. La ubicación del animal es el punto en el cual se cruzan las direcciones obtenidas. En el caso de que éstas formen un polígono (llamado polígono de error) se consideraba como posición del animal el centro del mismo. Pruebas, efectuadas con radiocollares ubicados en puntos fijos (desconocidos al investigador), transportado por un ayudante o en animales marcados cuyas posiciones fueron sucesivamente determinadas con precisión a través de observaciones o del *homing-in*, nos mostraron que en la gran mayoría de los casos los polígonos de error eran de tamaño muy reducido (< 0.5 ha), también gracias a la distancia entre el operador y el animal marcado, que normalmente era de entre 50 y 100 m, y casi nunca > 250 m. El método del *homing-in* consiste en usar la antena direccional para acercarse progresivamente al animal marcado hasta llegar a su cercanía ($< 10-15$ m). Esta técnica permite una gran precisión pero implica, en algunos casos, una mayor inversión de tiempo y el riesgo de molestar el animal y alterar su comportamiento normal. Para reducir esta desventaja se aplicó el método del *homing-in* únicamente cuando los animales se encontraban inactivos, prestando atención a reducir lo más posible el ruido en cercanías del animal.

Aún cuando la radiotelemetría puede brindar distintos tipos de informaciones, en este caso la usamos sobre todo para determinar el tamaño del área vital ("*home range*") de un individuo y estimar el número de individuos que la comparten. A su vez, estos datos pueden ser utilizados para estimar la densidad poblacional absoluta (Amlaner y Macdonald 1980).

El cálculo del tamaño del *home range* de los zorros que fueron marcados con radiocollar ha sido usado solamente para la estimación de la densidad en el área de SIS. El número medio de relevamientos de la ubicación del animal (o "*fixes*") / zorro usado por este cálculo fue de 60,2 (Rango: 15-144), recolectados en un período de entre 4 y 20 meses (media = 11,8 meses). El tamaño y la forma de *home range* fueron estimados con la técnica del Mínimo Polígono Convexo (MPC) al 100% (MPC100, de ahora en adelante), es decir usando todos los *fixes*, y también al 95% (MPC95, de acá en adelante), excluyendo el 5% de los puntos más externos. El MPC es una de las técnicas más frecuentemente usadas por el estudio del tamaño de las áreas vitales (Harris *et al.* 1990). La exclusión de los puntos más externos permite evitar o reducir el efecto de las excursiones fuera del área normalmente usada por los individuos. En este caso se decidió la proporción de *fixes* a excluirse sobre la base de los gráficos que muestran la variación del tamaño del *home range* en función del porcentaje de relevamientos usados y calculando el intervalo en el cual se hallaba la mayor variación. En 6 de los 7 individuos la variación más grande se encontró entre las estimaciones con el 100% y el 95% de los *fixes*.

Dos de los 7 animales radiomarcados abandonaron la zona en la cual fueron capturados y nunca regresaron a ella. Por esta razón el valor del tamaño de su *home range* fue excluido de los siguientes análisis basados en este dato.

En los carnívoros, el cálculo de la densidad poblacional basada en los *home ranges* asume generalmente que los animales sean territoriales, es decir que viven en áreas mutuamente exclusivas (Wilson y Anderson 1985). Sin embargo, en el Orden Carnívora, los *home ranges*, en muchos casos, muestran un solapamiento más o menos extenso.

Este solapamiento de los *home ranges* puede deberse a varios factores, entre ellos, factores asociados al método usado por la estimación de su tamaño y forma. En particular, el MPC suele incluir áreas que no son regularmente usadas por un individuo (Harris *et al.* 1990). Para obviar a este problema, se calculó una matriz de solapamiento

entre todos los *home ranges* y se obtuvo de esta un valor de solapamiento promedio. Este valor fue sucesivamente usado como un factor de corrección para reducir el tamaño del área usado en el cálculo de la densidad. Este procedimiento fue repetido por el MCP100 y MPC95, y el solapamiento promedio fue 6,7% y 5,1%, respectivamente. Se calculó de esta forma una densidad sobre la base de los *home range* (**DHR**: Densidad por *home range*).

Lamentablemente, ya que este es el primer estudio de radiotelemetría sobre este carnívoro, no hay información segura sobre la organización social de *P. gymnocercus* que aporte el número de individuos que comparten el mismo *home range*. En concordancia con Crespo (1971) y por similitud con otras especies de zorros de tamaño comparable, se asumió que cada territorio es ocupado por lo menos por una pareja de individuos adultos cuyos *home ranges* se solapan en forma casi completa. Debido a que otros individuos (juveniles u otros sin su propio territorio) pueden usar la misma área de estas parejas, la densidad calculada de esta forma es probablemente una estimación mínima. En el caso del PPET, nuestras observaciones sugieren que estas áreas pueden ser ocupadas no sólo por los miembros de la pareja principal, sino por un mayor número de individuos. Para estimar este número, listamos los otros zorros que fueron capturados en el interior del *home range* de cada uno de los animales marcados exclusivamente durante el período de muestreo radiotelemétrico respectivo. El número medio de zorros capturados dentro de cada *home range* resultó de 3,8. Sin embargo, la observación de que 2 de los 7 individuos capturados (el 28,6%) frecuentaron durante todo el período de seguimiento telemétrico un área separada de aquella donde se realizaron las capturas indica que, como es lógico esperar, el cebo usado en el trampeo puede llegar a atraer animales que normalmente no usan la zona en la cual se está capturando y que, consecuentemente, el uso de todos los animales capturados en una dada zona para la estimación de la densidad en la misma llevaría a su sobrestimación. Para reducir este efecto del cebo, redujimos el promedio de zorros / *home range* en 28,6%, es decir en proporción al porcentaje de zorros marcados que vivían lejos de la zona en la cual fueron capturados. El número final de individuos que comparten el *home range* con un animal marcado así calculado es de 2,7. Finalmente, para la

estimación de la densidad se dividió este número por el tamaño medio de *home range* de los individuos marcados, llamando este estimado **DHRM** (Densidad por *home range* máxima).

Éxito de captura

El esfuerzo de captura realizado en este proyecto ofreció la oportunidad de elaborar otro método para la estimación de la densidad de individuos en LT y, sobre todo, en SIS, ya que en esta área se llevaron a cabo capturas hasta el 2003. En las 21 campañas de trampeo consideradas, el número de zorros capturados por campaña varió entre 0 y 8, y el tamaño de las zonas de captura (estimado con la técnica de la grilla de celdas), entre 20,8 y 69 ha.

La asunción básica, en este caso, es que los animales capturados en una campaña serían los que viven en el área cubierta por las trampas y que hay una correlación entre el tamaño del área de captura y el número de individuos que se pueden capturar en ella.

Un problema con este método surgió cuando se analizaron los resultados de las campañas de capturas. El éxito de trampeo puede variar entre estaciones (como se muestra en el Cáp. 2) y puede ser también afectado por condiciones climáticas específicas y los valores de alguna campaña pueden llegar a distorsionar el valor medio. Para controlar este factor se calculó una regresión lineal donde y = número de zorros capturados y x = tamaño del área de captura. La regresión resultó significativa, como se esperaba, y explicó una gran proporción de la variación de los datos ($R^2 = 0,53$, $n = 21$, $p = 0,00012$). Sin embargo, se hallaron 3 puntos que se alejaban más que los otros (*outliers*) de los valores esperados sobre la base de la función lineal (desvío estándar $> 1,5$). Una vez que se eliminaron esos valores la regresión mejoró sensiblemente ($R^2 = 0,66$, $n = 18$, $p = 0,000026$). Por lo tanto, calculamos la densidad media no sólo usando todos los valores sino también excluyendo estos 3 valores extremos.

La densidad fue estimada como:

$$D = N. \text{ zorros capturados} / \text{superficie del área interesada por el trampeo.}$$

El tamaño de la zona interesada por las capturas fue calculado de las siguientes formas:

1. Superponiendo una grilla de celda (de 100 x 100 m) al área de estudio y calculando la superficie de las zonas de trampeo como la suma del área de todas las celdas en las cuales se había colocado una trampa. Para no sobrestimar la densidad incluyendo animales que no usan normalmente el área de trampeo se aplicó el factor de corrección que estimamos y se redujo en un 28,6% (proporcionalmente a la cantidad de individuos marcados que se alejaron del área de captura), el valor de densidad obtenido con este método. Sin embargo es probable que, aún con estas correcciones, este método (**DAC**: Densidad por área de captura) tienda a sobrestimar la densidad debido a que, probablemente incluya en el cálculo individuos que realizan excursiones en el área de captura, pero que normalmente no la usan.

2. Superponiendo a cada una de las zonas de trampeo una elipse (construida de forma que los ejes principales incluyen los puntos más distantes) cuya superficie se acercara lo más posible a la calculada con el método anterior. El tamaño de estas elipses fue sucesivamente incrementado para incluir el área en la cual ejerce potencialmente su efecto el cebo usado. Para estimar la distancia a la cual el cebo puede ejercer atracción se calculó, para cada uno de los zorros radiomarcados, la distancia entre el punto de captura, registrado por medio de un GPS, y el punto más cercano del *home range*, estimado con el MPC100. De los valores individuales se calculó una distancia promedio, que fue agregada a los dos ejes principales de las elipses y se recalculó su superficie. El estimador así obtenido fue llamado **DAI** (Densidad por área de influencia de las capturas).

Captura, marcación y recaptura (Seber 1982).

Se usaron distintos métodos de captura (ver Cáp. 2 y 3) y se marcaron los animales capturados con caravanas de distintos colores en ambas orejas, para facilitar la posterior observación y el reconocimiento individual (fig. 5.2). Dado que la posibilidad de recaptura en especies como esta es baja, la recaptura es suplantada por los avistajes repetidos de animales identificables a la distancia (Lancia *et al.* 1994). En el caso de especies difícilmente recapturables, como *P. gymnocercus*, esta técnica permite establecer solamente cual es el número mínimo de individuos y sólo raramente obtener evaluaciones de densidad absoluta. Para incrementar su eficacia se adjuntaron las observaciones nocturnas (en el curso de las transectas efectuadas) y crepusculares efectuadas desde los denominados "*vantage points*" (puntos fijos con una buena visibilidad, donde el observador se instala para registrar el pasaje de carnívoros), que permiten observar a los individuos marcados y no marcados, sin necesidad de recapturarlos. Debido a que contemporáneamente con las transectas se llevaban a cabo actividades de captura y marcación, fue posible utilizar los individuos marcados observados en la transecta para calcular la abundancia a través del método de captura/recaptura, donde la reobservación de un individuo marcado sustituye la recaptura. La densidad, basándose en el estimador de Lincoln-Petersen (Lincoln 1930), se obtiene como:

$D = \frac{N. \text{ zorros observados} \times N. \text{ zorros marcados}}{N. \text{ zorros marcados observados}}$

Este índice asume que la población es cerrada, y esto es razonable únicamente por períodos muy breves. El intervalo a lo largo del cual lo calculamos, que fue de entre 12 ó 13 meses, no es muy largo considerando esta especie, pero tratamos de introducir correcciones que permitieran obtener valores de densidad más realistas. El fenómeno de las migraciones no ha sido nunca estudiado en el zorro pampeano y, por lo tanto, no fue posible estimar su efecto. Para reducir el efecto de la natalidad, se tuvieron en cuenta únicamente los individuos adultos y juveniles. Para descontar el efecto de la

mortalidad, se calculó el índice por cada campaña de captura, reduciendo el número de individuos marcados en un porcentaje constante por cada mes transcurrido desde la captura anterior. Este porcentaje ha sido obtenido sobre la base de la tasa de supervivencia estimada por Crespo (1971), y que es del 7% para los adultos y 21.8% para los juveniles. Se estimó de esta forma una densidad denominada **DCR** (Densidad de captura y recaptura) y también una densidad de captura y recaptura que tuviera en cuenta los avistajes (**DCA**). En este segundo caso, se tuvieron en cuenta sólo las observaciones realizadas durante las transectas nocturnas en vehículo en la misma área en la cual se llevaron a cabo las actividades de trampeo. El tamaño del área usado para estas estimaciones fue la suma de la superficie de todas las áreas de capturas, calculadas con el método de la grilla de celdas.

Para usar los datos de captura para calcular un índice de abundancia poblacional, se usó la eficiencia de trampeo, calculada como:

Éxito de trampeo / Esfuerzo de trampeo x 100,

llamándolo **IEC** (Índice de éxito de captura), donde el éxito de trampeo se define como el número de zorros capturados y el esfuerzo de trampeo en días-trampa, como el número de días de trampeo multiplicado por el número de trampas activas en ese mismo período.

Resultados

Estaciones odoríferas de cebado

En el área SIS realizamos muestreos en 4 de las 5 estaciones estudiadas comprendidas en el período de muestreo, totalizando 306 estaciones de cebado noche (tab. 5.1). En el otoño de 1999, por razones climáticas, no fue posible establecer las estaciones, mientras que en el invierno del 1999 las mismas no se pudieron leer, por lluvia, el segundo día de activación. El promedio de estaciones desactivadas fue de 6,6% para la primera noche y de 33% para la segunda noche.

En LT solo fue posible realizar, también por razones climáticas, 4 campañas estacionales durante el mismo período, con un esfuerzo de muestreo total de 167 estaciones de cebado noche, no pudiendo llevarse a cabo la campaña de verano de 1999 y la segunda noche de las campañas de primavera de 1999 y verano 2000 (tab. 5.1). En esta área, el porcentaje de estaciones desactivadas fue de 7% para la primera noche y de 57% para la segunda noche.

Tabla 5.1 Número de estaciones de cebado y los resultados de las mismas durante el período de muestreo en el PPET. Referencias: E: Estación, T: Transecta, A: Activada, D: Desactivada y V: Visitada.

Área	Estación	PRIMERA NOCHE					SEGUNDA NOCHE				
		T	E				T	E			
		A	A	V	V. por zorro	D	A	A	V	V. por zorro	D
Sismógrafo	Verano 1999	8	40	19	10	2	7	35	22	19	7
	Otoño 1999	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Invierno 1999	5	31	17	8	2	8	40	–	–	40
	Primavera 1999	8	40	30	17	2	8	40	32	25	0
	Verano 2000	8	40	32	8	4	8	40	25	15	5
La Toma	Verano 1999	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Otoño 1999	3	22	9	4	0	1	14	9	1	1
	Invierno 1999	3	24	8	2	3	2	23	8	3	0
	Primavera 1999	3	24	10	5	1	3	24	–	–	24
	Verano 2000	2	12	9	2	2	3	24	–	–	24

Para seleccionar el método que fuera más apropiado para comparar la abundancia entre áreas y estaciones, y con respecto a los otros métodos, se compararon los resultados de una noche y dos noches seguidas, agrupando las dos áreas, hallándose diferencias entre los valores de FVE simples y los acumulados pero no así al considerar FVT (tab. 5.2).

Tabla 5.2 Variaciones estacionales y desvíos estándares de los valores de FVE y FVT en las dos áreas de PPET y comparación por medio de test de suma de rangos de Wilcoxon para muestras dependientes.

	Numero de noches	Estaciones del año	SISMOGRAFO		L A TOMA		TEST
			X	DE	X	DE	
FVE	1	Verano 1999	262	287			$T_8=2$ $p=0,02$
		Otoño 1999			191	166	
		Invierno 1999	200	239	125	125	
		Primavera 1999	444	192	238	218	
		Verano 2000	232	265	125	176	
	2	Verano 1999	386	207			
		Otoño 1999			172	258	
		Invierno 1999	200	239	125	156	
		Primavera 1999	538	209	238	218	
		Verano 2000	349	227	125	0	
FVT	1	Verano 1999	714	488			$T_8=9$ $p > 0,05$
		Otoño 1999			333	577	
		Invierno 1999	600	548	1000	0	
		Primavera 1999	1000	0	1000	0	
		Verano 2000	571	535	1000	0	
	2	Verano 1999	929	189			
		Otoño 1999			667	577	
		Invierno 1999	600	548	833	289	
		Primavera 1999	969	88	1000	0	
		Verano 2000	750	378	500	707	

Al realizar correlaciones por rango de Spearman entre los resultados de los análisis de transectas (FVT) y estaciones (FVE) por una sola noche y 2 noches, en el SIS y agrupando ambas áreas (para LT el número de transectas no fue suficiente para este análisis), debido a la alta dependencia de los valores de las dos noches acumulados respecto a la primera, se esperarían correlaciones positivas significativas. La única correlación que no fue significativa es al comparar los resultados de FVT en SIS (tab. 5.3). Se comparó además 1 noche de FVE vs. FVT hallándose una correlación estadísticamente significativa, al igual que cuando se correlacionaron los datos de dos noches de FVE y FVT (tab. 5.3).

Tabla 5.3 Resumen de los resultados de las correlaciones por rangos de Spearman para FVE y FVT considerando 1 y 2 noches de muestreo.

Unidad de Muestreo	SISMOGRAFO (1 noche vs. 2 noches)	SIS+LT (1 noche vs. 2 noches)	SIS+LT FVE vs. FVT- 1 noche	SIS+LT FVE vs. FVT- 2 noches
Estación	n =8 $R_s = 0,71$ $p = 0,061$	n =11 $R_s = 0,78$ $p = 0,023$	n =1 1 $R_s : 0,734$ $p = 0,02$	n =11 $R_s : 0,936$ $p = 0,003$
Transecta	n =8 $R_s = 0,29$ $p = 0,45$	n =11 $R_s = 0,889$ $p = 0,005$		

Con la intención de comparar la variabilidad entre transectas con la variabilidad entre estaciones se obtuvo el coeficiente de variación estacional (Zar 1999) para FVE y FVT tanto en una noche como en dos noches para cada una de las áreas (tab. 5.4). Las menores variaciones aparecieron cuando se acumulaban los valores de 2 noches, pero no se hallaron diferencias estadísticas entre los valores de Coeficiente de Variación (CV) de los distintos grupos (ANOVA simple, $F_{8,32} = 0,832$; $p = 0,577$) ni agrupando las dos áreas (ANOVA simple, $F_{3,12} = 1,99$; $p = 0,13$).

Tabla 5.4. Coeficientes de variación de FVE y FVT usados para el análisis de los resultados de las estaciones de cebado.

Estimador	Estación del año	SISMOGRAFO		LA TOMA	
		1 noche	2 noches	1 noche	2 noches
FVE	Verano 1999	1,1	0,5	-	-
	Otoño 1999	-	-	0,9	1,5
	Invierno 1999	1,2	1,1	1,0	1,3
	Primavera 1999	0,4	0,4	0,9	0,9
	Verano 2000	1,1	0,6	1,4	0,0
FVT	Verano 1999	0,7	0,2	-	-
	Otoño 1999	-	-	0,9	1,7
	Invierno 1999	0,9	0,9	0,3	0,0
	Primavera 1999	0,0	0,1	0,0	0,0
	Verano 2000	0,9	0,5	1,4	0,0

La existencia de variaciones estacionales que muestran los valores de FVE tanto en SIS como en LT (tab. 5.2) no fue apoyada por los resultados del análisis estadístico, al comparar los resultados de una sola noche de exposición (SIS, ANOVA simple $F_{3,28} = 1,75$, $p = 0,32$; LT: ANOVA simple $F_{3,9} = 1,42$ $p = 0,43$), aunque existía una diferencia importante entre los valores de invierno y primavera del SIS (Test $t_7 = 1,97$ $p = 0,0089$).

Al comparar estacionalmente dos noches seguidas de exposición (tab. 5.2), no se encontró diferencia en los valores del SIS (ANOVA simple, $F_{3,28} = 2,54$ $p = 0,084$). Si se considera que aquí en una estación, el invierno, no se pudo realizar la segunda noche, y se repite el análisis sin tener en cuenta esta estación, no se hallan diferencias estadísticas (ANOVA simple $F_{2,21} = 2,02$ $p = 0,17$). Al analizar LT con los datos de dos noches los resultados tampoco presentan diferencias estacionales (ANOVA simple $F_{3,9} = 1,28$ $p = 0,43$).

Para las comparaciones de abundancia entre las dos áreas por estación, solo es posible considerar invierno, primavera y verano con una noche y, primavera y verano con dos noches debido a que en las otras estaciones los problemas climáticos impidieron el muestreo. La única diferencia que se acercó a niveles significativos fue en primavera, usando los datos de dos noches (Test $t_9 = 2,03$; $p = 0,073$).

Para el área SIS, el valor promedio anual (\pm DE) de FVE para una noche fue de 284 ± 41 y para dos noches fue de 375 ± 16 . Para el área LT, el valor promedio de FVE para una noche fue de 170 ± 38 y de 165 ± 118 para dos noches (fig. 5.3). Al comparar las dos áreas estadísticamente se halló una diferencia, al utilizar los valores de las estaciones (FVE) acumulando los datos de 2 noches (Test $t_6 = 3,04$; $p = 0,022$), pero no usando sólo la primera noche (Test $t_6 = 1,88$; $p = 0,11$).

Transectas de signos de presencia

El valor promedio de heces halladas por transecta fue de $3,86 \pm 4,24$ en el SIS, y de $2 \pm 1,41$ en LT (tab. 5.5).

Tabla 5.5 Heces halladas en las transectas de signos de presencia en las dos áreas de estudio (heces / transecta)

Áreas Estaciones	LA TOMA		SISMOGRAFO		
	planicie	cañadón	planicie	altura	cañadón
Verano 1999	2	6	5	2	18
Otoño 1999			0	0	1
Invierno 1999	1	3	5	2	19
Primavera 1999	0	2	0	1	3
Verano 2000	1	1	0	0	2

Debido a la falta de replicas de la transecta en cada una de las áreas, no es posible hacer un tratamiento estadístico a los datos, pero a partir de los resultados obtenidos se infiere un incremento importante en los meses de verano 1999 e invierno 1999 para

ambas áreas, aunque el aumento de invierno (1999) en el área de LT parecería ser no tan marcado. Para el segundo verano (2000), los valores son mucho menores que en el verano 1999 y de una magnitud equivalente a los meses de otoño y primavera, este patrón se repite en ambas áreas (fig. 5.4).

Al analizar las tendencias de las transectas en cada uno de los ambientes, se observa que en SIS los tres ambientes presentan iguales tendencias para las 5 estaciones analizadas (fig.5.5), en cambio en LT, comparando solamente cañadón y planicie, en el verano 2000 hay una tendencia opuesta (fig. 5.6).

No se hallaron diferencias entre las dos áreas al comparar los valores promedio de heces / km (ICH) considerando la variación (el desvío estándar) entre estaciones, Test $t_3 = 1,57$, $p = 0,21$.

Ya que no se encontraron diferencias entre áreas, acumulamos los valores de ellas y no hallamos diferencias en el ICH entre estaciones (ANOVA simple, $F_{3,4} = 1,52$, $p = 0,25$).

Transectas lineales en vehículo

De diciembre 1999 a marzo del 2002 se llevaron a cabo 27 transectas. El mayor esfuerzo de muestreo fue concentrado en los primeros meses, en simultáneo con los otros muestreos de abundancia, cuando se completaron 13 transectas (2 ó más por estación) y se observaron 57 zorros (tab. 5.6). El número medio de zorros observados por transecta fue de 3,31 zorros por transecta \pm DE 2,67.

Tabla 5.6. Número de transectas en vehículo realizadas por año y por estaciones para el período diciembre 1998- marzo 2002.

Año	Estación	N° DE TRANSECTAS	N° DE ZORROS
1999	Verano 1999	2	10
	Otoño 1999	2	2
	Invierno 1999	3	18
	Primavera 1999	2	12
	total	9	42
2000	Verano 2000	4	15
	Resto del año	3	6
	total	7	21
2001	total	6	10
2002	total	4	5

El valor estacional promedio de ITC para el período 1999-2000 fue de $0,58 \pm DE$ 0,26 zorros / Km. A pesar que no se hallaron variaciones entre estaciones con un test general de ANOVA simple ($F_{4, 8}=2,06$ $p =0,17$) las mayores diferencias parecerían existir entre otoño 1999, primavera 1999 y verano 1999 (fig. 5.7 y 5.8).

Al hacer las comparaciones anuales, el valor promedio de ITC fue $0.388 \pm DE$ 0,15 zorros / Km, con un máximo de 1,37 zorros / Km, equivalente a 11 zorros en una transecta que se obtuvo en una ocasión (Noviembre de 1999). A pesar de las aparentes diferencias anuales entre los valores de ITC (figs. 5.9 y 5.10) estas no fueron estadísticamente significativas (ANOVA simple, $F_{3, 25}=0.08$, $p =0.96$).

Al considerar la DTC, a causa de la gran variación en la cantidad de observaciones para cada período (tab. 5.7) se decidió no agrupar en clases los datos y eliminar el 10% de los valores más extremos, *outliers* (siguiendo a Buckland *et al.* 1993). Debido a que, *a priori*, no se pudo seleccionar algunos de los modelos de ajuste, se realizó una corrida del programa DISTANCE para cada una de las 12 combinaciones posibles de modelos, seleccionando para cada caso el que mostró mejor ajuste (tab.5.7). Para la selección del modelo que mejor ajusta a los datos se siguió las recomendaciones de Buckland *et al.* (1993), quienes recomiendan usar los criterios de Akaike (Akaike 1973) y un test de bondad de ajuste.

Tabla 5.7. Resumen del análisis realizados con el programa DISTANCE sobre los datos de las transectas lineales. n =número de observaciones

Período	n	Modelo función de ajuste	Zorros/km ²	DE	Ancho franja
Verano 1999	9*	Función media normal -ajuste coseno (orden 2)	0,0014	1.35E-01	300
Otoño 1999	2*	Función uniforme-polinomio hermite	0, 0008	8.00E-02	50
Invierno 1999	16	Función media normal -ajuste coseno (orden 2)	0,0062	4.19E-01	120
Primavera 1999	18	Función media normal -ajuste coseno (orden 2)	0,0037	2.76E-01	200
Verano 2000	14	Función media normal -ajuste coseno (orden 2)	0,0013	7.69E-02	50
1999	49	Función negativa exponencial -ajuste polinomial simple de órdenes 2,4,6,8	0,055	2,10E+00	200
2000	21	Función uniforme- ajuste polinomial simple de órdenes 2,4,6,8	0,0069	3,26E-01	200
2001	11	Función negativa exponencial -ajuste polinomial simple de orden 2	0,00013	3,26E-01	200
2002	6*	Función media normal -ajuste coseno de orden 2	0,0048	1,30E-02	50
Todos	92	Función negativa exponencial -ajuste coseno de orden 1	0,033	5,90E-01	200

* el tamaño de muestra es muy pequeño y los valores obtenidos no son confiables.

Nuestros datos cumplen con los supuestos básicos (ver introducción del capítulo) para poder aplicar la teoría de los “muestreos de distancia (*distances sampling*)” (Buckland *et al.* 1993, Lancia *et al.* 1994). Sin embargo, según Buckland *et al.* (1993) se “*requiere que el n sea al menos de 60-80 observaciones y muestreos menores de 40 probablemente no logran una precisión adecuada*” y esto no se cumple en ninguno de los grupos analizados. En particular en 3 casos (verano 1999, invierno 1999 y 2002), en la tabla de resumen de resultados del DISTANCE se aconseja no usar esos datos, debido a que el tamaño de muestra es muy pequeño.

Los resultados muestran una tendencia en el DTC a una disminución importante en la densidad en otoño, un pico en invierno y una disminución de los valores hacia los meses cálidos (fig. 5.7 y tab. 5.7). Similarmente a en los valores del ITC, a partir de 1999 se observa un franco decrecimiento de la densidad (fig. 5.9).

Al comparar entre los datos de ITC y DTC las tendencias estacionales en el período 1999 parecerían muy similares. Para cuantificar esta semejanza entre ITC y DTC en las variaciones estacionales calculamos, para cada estimador, la variación máxima y el porcentaje de la misma que corresponde a la diferencia entre cada pareja de períodos. Se observan tendencias muy similares exceptuando el primer intervalo (verano 1999 - otoño 1999), en donde la variación proporcional para la DTC es mucho mayor que en ITC (fig. 5.8).

Utilizando la misma metodología se analizaron las variaciones anuales comparando ITC y DTC, y en el único caso que se observan tendencias opuestas es en el 2000 (fig.5.10). Aunque en términos generales con ambos métodos se sugiere un decrecimiento poblacional muy similar a lo largo de los 4 años de estudio.

Transectas lineales a pie

Fue posible realizar estas transectas nocturnas una vez por cada estación en el principal período de estudio tanto en el SIS como en LT (tab. 5.8), observándose en total 9 y 7 zorros, respectivamente.

Tabla 5.8 Número de zorros observados por transecta en el PPET.

Área	La toma			Sismógrafo			
	1	2	3	A	B	C	D
Transecta							
Verano 1999	2	3	1	1	0	0	1
Otoño 1999	0	0	0	1	1	1	0
Invierno 1999	0	1	0	0	0	1	1
Primavera 1999	0	0		1	1	0	0

El valor promedio de ITA en el SIS fue de $0,225 \pm DE 0,05$ zorros / Km y en LT de $0,292 \pm DE 0,191$ zorros / Km, pero estos valores no presentan diferencias significativas (Test $t_3=0,26$, $p=0,81$).

Al considerar las dos áreas juntas no se hallaron diferencias entre transectas (ANOVA simple, $F_{3,8} = 1,47$, $p = 0,82$), así como tampoco al comparar entre transectas dentro de cada área (SIS, ANOVA simple $F_{3,28} = 0,2$, $p = 0,92$; LT, ANOVA $F_{3,8} = 2,33$. $p = 0,18$).

Al comparar estacionalmente (fig. 5.11), en el SIS se obtuvieron valores muy similares (ANOVA simple $F_{3,12} = 0,2$; $p = 0,89$), mientras que en el área LT las diferencias halladas resultaron significativas (ANOVA simple, $F_{2,6} = 8,25$; $p = 0,0081$).

Tamaño del *Home range*

Este método de estudio solo nos permitió estimar un valor de densidad poblacional a lo largo de todo el período abarcado por el muestreo radiotelemétrico, es decir entre febrero 2001 y febrero 2003.

La densidad en SIS calculada sobre la base de los datos del tamaño de *home range* de los animales radiomarcados y del solapamiento entre ellos, varía entre un mínimo de 0,98 y un máximo de 1,95 ind. / km² (tab. 5.9).

Tabla 5.9 Densidad por *home range* (DHR) y densidad por *home range* máximo (DHRM) de en el área SIS y con las correcciones por solapamiento (DHRc y DHRMc), obtenida con los datos de tamaño del *home range* de 5 individuos con collares.

Estimador	zorros / km²
DHRM	1,82
DHRMc	1,95
DHR	0,98
DHRc	1,1

Éxito de Captura

El esfuerzo de trampeo y el número de animales capturados, así como el índice de éxito de captura (IEC), han sido analizados en detalle en el Cáp. 1 pero, como se puede observar en la fig. 5.12, para el período en el que se llevaron a cabo las capturas, las variaciones entre estaciones que muestran los valores de este índice fueron muy similares en las dos áreas y la única diferencia en los valores medios se produjo en invierno, donde se encontró un pico en SIS.

Los valores de densidad obtenidos con los datos de las capturas cambian en un orden de magnitud según el modelo usado, variando DAC entre 3,14 y 5,85 zorros / km² y DAI entre 0,34 y 0,62 zorros / km². Sin embargo, ambos estimadores sugieren que en 1999 la densidad de *P. gymnocercus* era mayor en SIS que en LT (tab. 5.10). A pesar de que la diferencia entre los valores medios de las 2 áreas fue de 18,6 a 98,9% (tab. 5.10), según la estimación usada, el valor del test Mann-Whitney no alcanzó a ser significativo ($U_8 = 7$, $p = 0,46$, usando DAC; $U_7 = 2$, $p = 0,10$, con DAC excluyendo los *outliers*, $U_8 = 7$, $p = 0,46$ por DAI). Asimismo, la disminución en la densidad, a partir del 1999 y hasta el 2002, hallada en los datos del SIS (tab. 5.10) no fue apoyada por el resultado del test de Kruskal-Wallis ($H_2 = 0,69$; $p = 0,71$ y $H_2 = 1,16$; $p = 0,56$, según la estimación usada).

Tabla 5.10 Valores de densidad (zorros / km²) según 3 estimadores basados en las capturas: DAC, DAC modificada con la exclusión de los *outliers* y DAI para las dos áreas en el año 1999 y para SIS en el período 1999-2002.

Estimador \ Período	DAC	DAC modificado	DAI
LT 1999	4,93	2,94	0,47
SIS 1999	5,85	5,85	0,62
SIS 2001	3,94	3,39	0,34
SIS 2002	3,14	3,77	0,37
SIS promedio	4,93	4,91	0,44

Captura marcado y recaptura

Los valores obtenidos con este método están basados en 37 recapturas y 13 reobservaciones de animales marcados en el curso de las campañas de captura descritas en el Cáp. 1 y de las transectas nocturnas en camioneta. No hay resultados por el año 2000 debido a que no se efectuaron capturas durante este período. El estimador DCA no fue calculado por el área de LT por falta de reobservaciones.

Tanto DCR como DCA sugieren que en el 1999 la densidad de zorros / km² fue mucho más alta que en el 2001-2002, cuando los valores fueron relativamente más parecidos entre sí, pero no concuerdan completamente en la variación entre estos dos años. En 1999, el valor de densidad obtenido para LT es solo el 46,2 % del valor del SIS (tab. 5.11).

Tabla 5.11. Valores de densidad (zorros / km²) según 2 estimadores basados en captura-recaptura (DCR) y captura- recaptura- reobservación (DCA) para las dos áreas en el año 1999 y para SIS en el período 1999-2002.

Período	MESES	AREA (km²)	DCR (zorros /Km²)	DCA (zorros /Km²)
LT 1999	12	1,98	3,84	
SIS 1999	13	3,69	12	10,67
SIS 2001	12	3,72	2,91	4,73
SIS 2002	12	5,39	3,12	3,08

Resultados comparativos de los estimadores

De los 12 estimadores aplicados (tab. 5.12), ha sido posible usar 7 para estimaciones de las variaciones espaciales (fig. 5.13), 8 para estimar las variaciones estacionales (figs. 5.14 y 5.15) y 4 para estudiar las variaciones entre años (fig. 5.16). La densidad se estimó por medio de 7 estimadores (tab. 5.13).

Dado que en ninguno de los casos es posible aplicar un tratamiento estadístico para comparar tendencias observadas para los distintos métodos de estimación, se consideró que existía una tendencia cuando la mayoría de los tramos entre los puntos de la recta poseían igual signo en la pendiente (positiva o negativa).

Tabla 5.12 Resumen comparativo de los estimadores utilizados y los métodos.

ESTIMADORES		MÉTODO	ÁREA DE APLICACION	TIPO DE ESTIMACION OBTENIDA			
NOMBRE	SIGLA			Variación espacial abundancia	Variación estacional abundancia	Variación anual abundancia	Densidad
ÍNDICE DE ÉXITO DE CAPTURA	IEC	TRAMPEO	SIS - LT	X	X		X
DENSIDAD ÁREA CAPTURA / DENSIDAD AREA DE INFLUENCIA	DAC/ DAI	TRAMPEO	SIS - LT	X	X	X	X
DENSIDAD CAPTURA Y RECAPTURA/ DENSIDAD CAPTURA Y AVISTAJES	DCR / DCA	TRAMPEO Y TRANSECTAS NOCTURNAS EN VEHICULO	SIS - LT	X X	X X	X X	X X
FRECUENCIA VISITA ESTACIONES	FVE	ESTACIONES DE CEBADO	SIS - LT	X	X		
INDICE TRANSECTA CAMIONETA DENSIDAD TRANSECTA EN CAMIONETA	ITC / DTC	TRANSECTAS NOCTURNAS EN VEHÍCULO	SIS		X	X	X
INDICE TRANSECTA A PIE	ITA	TRANSECTAS NOCTURNAS	SIS - LT	X	X		
INDICE CONTEO HECES	ICH	TRANSECTA DE SIGNOS	SIS - LT	X	X		
DENSIDAD HOME RANGE DENSIDA HOME RANGE MAXIMO	DHR / DHRM	TELEMETRIA	SIS				X X

Tabla 5.13. Valores de densidad (individuos / km²) obtenidos en este trabajo (usando diferentes métodos) y en otros trabajos para zorros realizados para *P. gymnocercus*. Referencias tabla 5.12.

ESTIMADORES	SIS	LT
DTC	0,033	
DAI	0,62	0,47
DHR	1,1	
DHRM	1,95	
DAC	5,85	2,94
DCA	10,67	
DCR	12	3,84
Brooks 1992	0,5	
Novaro et al. 2000	0,84	

En el estudio de las variaciones espaciales entre áreas, 6 de 7 estimadores presentaron la misma tendencia negativa, hacia el área LT, siendo únicamente ITA con tendencia opuesta (fig. 5.13). De las 6 estimaciones realizadas para comparaciones estacionales en LT (fig. 5.14), 5 coincidieron en la tendencia, siendo la FVE la que presentaría una tendencia opuesta particularmente para la primavera de 1999; en SIS, de los 8 estimadores aplicados, 6 mostraron la misma tendencia en al menos 4 puntos, mostrándose más dispares, nuevamente, ITA (fig. 5.15).

Al comparar el FVE Y FVT entre estaciones para cada una de las áreas, ninguno de los índices fue lo suficientemente sensible como para detectar cambios significativos, aunque las tendencias son similares, observándose los valores más altos en primavera 1999 y los mínimos en invierno de 1999. En LT estas tendencias no coincidirían con ninguno de los otros métodos (fig. 5.14) y en el SIS parece observarse similitud únicamente con los resultados de ITA (fig. 5.15).

Con respecto al ICH, nuestros resultados sobre las variaciones estacionales en ambas áreas como entre áreas presentan tendencias similares a la mayoría de los métodos aquí evaluados (figs. 5.13, 5.14 y 5.15).

El ITC para el área SIS respondió a la tendencia general, con la excepción de los meses de primavera, donde el valor se mantuvo en lugar de disminuir como es la

tendencia general (fig. 5.15), aunque, de todas formas, estas variaciones no fueron significativas.

El índice IEC parecería reflejar la tendencia en cuanto a la densidad, tanto al comparar entre áreas y entre estaciones (figs. 5.14, 5.15, 5.16).

Entre las dos áreas, SIS y LT, todas las estimaciones, con excepción de ITA reflejan una mayor población en el SIS que en LT (fig 5.13), aunque en muchos casos estas diferencias no fueron significativas.

Al comparar las variaciones anuales (fig. 5.16) se pudo aplicar un solo índice de abundancia relativa ITC el cual pareció responder a las tendencias generales; con respecto a los estimadores de densidad absoluta, DAI mostró tendencias levemente discordantes para el último año, comportándose el resto (DCR, DCA, DTC y DAC) de forma muy similar. El comportamiento general fue una notoria disminución entre 1999 y 2000, y luego continúa el decrecimiento hacia el 2002 pero en forma más suave.

Finalmente en las estimaciones de densidad absoluta (tab. 5.13), se observa que de los 7 estimadores se obtuvieron valores de un rango muy amplio pero que DTC presentó un valor extremo mínimo y que DCR estimaciones extremas muy altas. Los valores de DHR y DHRM fueron intermedios a aquellos, sacados en el período de tiempo equivalente, de los datos de capturas aún considerando el solapamiento calculado (tab. 5.13).

Discusión

Estaciones odoríferas de cebado.

Tanto los valores hallados de FVE estacional en el SIS (200-444) para una noche como en LT (125-238) se encuentran en su mayoría por debajo al rango de 400 – 600 visitas cada 1000 noches estación recomendado por Roughton y Sweeny (1982), como el rango óptimo para detectar variaciones. También, los valores observados para dos noches se encontrarían en su mayoría por debajo de este rango óptimo.

Considerando las sugerencias de tratar de obtener independencia entre la tasa de visita a las estaciones de cebado, utilizar las transectas como unidades de muestreo (FVT) trae la ventaja aparejada de minimizar este problema (Roughton y Sweeny 1982, Novaro *et al.* 2000). Sin embargo, nuestros resultados sugirieron que sería recomendable utilizar el índice de FVE, ya que en nuestro caso no encontramos diferencias entre los resultados que brindaron las FVT con respecto a las FVE y además FVE ofrece la posibilidad de obtener un tamaño muestral mayor.

Las mayores variaciones dentro de las estaciones se encuentran en la primera noche, aunque estas diferencias no fueron significativas. Además, al hacer un muestreo por dos noches consecutivas no se encontró ninguna ventaja, ya que el uso de los datos de las segundas noches no mejoró la capacidad de observar diferencias; sumado a esto, el porcentaje de estaciones desactivadas se incrementó en forma importante en el segundo día. Finalmente es probable que la presencia de estaciones de cebado en una noche afecte los resultados de la segunda noche. Tanto Roughton y Sweeney (1982) como Travaini *et al.* (1996b) llegaron a estas mismas conclusiones, recomendando el uso de una sola noche y utilizando las estaciones como unidades de muestreo.

Dado que las visitas de los animales a las estaciones de cebado estarían asociadas con un comportamiento de búsqueda, las diferencias estacionales observadas entre las estaciones de cebado y las tendencias generales de los otros métodos podrían deberse a que, por ser los meses de primavera la estación

reproductiva (Crespo 1971), en este período se puede esperar un aumento en la movilidad de los animales que podría a su vez provocar un aumento en la tasa de visita a las estaciones. Una relación negativa entre los valores del índice y la densidad real fue ya citada para *D. virginiana* (Conner *et al.* 1983), pero resulta llamativa dado que una vasta cantidad de experiencias realizadas con otras especies de zorros indican una relación directa y monotónica (Conner *et al.* 1983, Novaro *et al.* 2000).

Transectas de signos de presencia

Este método, que ha sido muy usado en herbívoros (Lancia *et al.* 1994) no está entre los más recomendados para los carnívoros debido a los varios factores que pueden influenciar la tasa de encuentro y deposición de las heces (Wilson y Delahay 2001). Sin embargo, nuestros resultados apoyarían, la sugerencia de Novaro *et al.* (2000) sobre la validez del uso de este método para áreas reducidas y las observaciones de que la tasa de defecación en cánidos puede estar correlacionada positivamente con la densidad poblacional (Gese 2001). Es posible, además, incrementar la confiabilidad de este método aumentando el esfuerzo de muestreo sin que esto implique dificultades técnicas o de costos considerables.

Transecta nocturna en vehículo

La diferencia observada en los meses de primavera con respecto a las otros estimadores podría deberse en parte a que esta estación es la reproductiva (Crespo 1971), y podrían existir más posibilidades de hallar a los animales agrupados, aunque de todas formas, estas variaciones no fueron significativas. Ya en otro estudio, con *V. velox* (Schauster *et al.* 2002), se observó que las transectas nocturnas con camioneta no reflejaban acertadamente las variaciones estacionales. Las variaciones anuales de ITC parecerían reflejar la tendencia poblacional en el SIS, al igual que lo que se encontró en otros trabajos (Warrick y Harris 2001, Schauster *et al.* 2002).

En el caso de este estudio, si bien se cumplieron todos los supuestos para poder aplicar el método de muestreo en transectas en líneas (Lancia *et al.* 1994), los resultados no son confiables, debido al bajo número de observaciones (Buckland *et al.* 1993). Aun así las variaciones mensuales parecerían reflejar la tendencia de la mayoría de métodos; los dos valores que están más desfasados, negativamente, son los veranos, lo cual se podría relacionar con la época de cría, cuando los animales se mantienen más tiempo en las madrigueras o en sus cercanías y son menos visibles (obs. pers.). Los valores de densidad hallados son inferior en un orden de magnitud de los únicos existentes en la bibliografía para esta especie, obtenidos en el Chaco Paraguayo por Brooks (1992).

Tanto ITC como el DTC presentan otros inconvenientes, en particular que el muestreo tiene cierto sesgo debido a que se hace sobre un camino y se ha reportado que, en algunos casos, existe cierta dependencia entre los caminos y las actividades de los animales (Roughton y Sweeny 1982), aun cuando este método presentaría cierta robustez hacia ese sesgo (Buckland *et al.* 1993). De todas formas, las áreas muestreadas no presentan otros caminos y son de difícil acceso, y esta fue la única posibilidad para aplicar este método.

Transectas nocturnas a pie

EL ITA se planteó justamente para obviar al sesgo que podría originarse por realizar el conteo de animales sólo a largo del camino principal del SIS, es decir como una metodología alternativa para las áreas sin caminos y para cubrir áreas alejadas de los caminos. Además del gran esfuerzo físico que requiere existe una limitante muy importante que es la duración de la batería que alimenta el reflector el cual, debido a su potencia, posee un alto consumo. La probabilidad de avistaje (β) fue muy baja, no hallándose variación entre las estaciones ni entre las áreas, debido a que en casi todas las transectas no se registraron animales.

Este método es probablemente de aplicabilidad limitada, y que se puede esperar que de resultados peores en otras áreas, ya que nuestros muestreos fueron

en zonas donde la visibilidad es muy buena (escasa cobertura vegetal) y en donde los animales no son perseguidos, por lo que se esperaría una menor distancia de fuga que en otras áreas.

Tamaño de *Home range*

Ambos métodos de estimación de la densidad elaborados a partir del tamaño de *home range* están basados en un número limitado de animales ($n:5$) y, al igual que con otros métodos, el DHRM se obtuvo introduciendo correcciones a DHR para obtener valores más realistas. Ambas estimaciones parecerían estar dentro del rango esperable para un cánido solitario que habita ambientes abiertos (ej. Novaro *et al.* 2000, Warrick y Harris 2001, Schauster *et al.* 2002), así como el tamaño de *home range* se encuentra entre los valores reportados por otros estudios (Gompper y Gittleman 1991). Esta técnica es considerada entre las más confiables para la estimación de la densidad en carnívoros, pero requiere de intensa labor y altos costos (Gese 2001), ya que las estimaciones necesitan basarse en estudios a largo plazo, que permitan obtener datos confiables no sólo sobre el tamaño de *home range* sino también sobre el solapamiento intra e intersexual de estos y la proporción de individuos que están de paso, como ha sido, por ejemplo, el caso de pumas (Hornocker 1970, Hemker *et al.* 1984) o lince (Quinn y Thompson 1987). Hay que considerar, además, los costos económicos y el esfuerzo que implica el muestreo radiotelemétrico, debiéndose a limitaciones económicas el reducido número de animales con radiocollares en este estudio.

Éxito de captura

El índice IEC parecería reflejar las tendencias estacionales tanto al comparar entre áreas como entre estaciones aunque, particularmente al examinar variaciones estacionales, se debe tener precaución debido a que podría haber fuertes influencias por parte de factores como la disponibilidad de alimento y la actitud de los animales hacia las trampas después de la primera vez que son capturados (Lancia *et al.* 1994, Cáp. 1 de esta tesis). Es posible que estos defectos hayan sido compensados, por lo menos en parte, por el elevado esfuerzo de trampeo de este

trabajo y por el uso de 3 modelos diferentes de trampas, pero esto no mejora la validez de este método para comparar entre estudios y áreas diferentes, debido a la dificultad de estandarizar los procedimientos.

Los métodos de estimar densidad a través de las capturas produjeron valores muy distintos entre sí de densidad, pero se debe tener en cuenta que DCI es una estimación mejorada de DAC bajo un supuesto cierto (i.e. que las trampas atraen animales que habitualmente usan otras áreas y puede ser que estén de paso por el área).

El mayor inconveniente es poder cuantificar hasta donde se ejerce el efecto del cebo y las trampas. Es posible que con más información sobre esta especie en trabajos con telemetría esta corrección, que es necesaria, pueda ser estimada con mayor precisión.

A pesar de esta incertidumbre, entre todos los métodos de densidad analizados, los valores obtenidos para DAI están dentro de un mismo orden de magnitud que los hallados por Brooks (1992) para esta especie y por Novaro *et al.* (2000) para *P culpaeus* en la estepa patagónica.

Al analizar estos valores en las comparaciones anuales, se deben tener presentes las mismas recomendaciones que en el caso del éxito de captura, ya que los animales pueden llegar a reconocer las trampas y tener alteraciones de su conducta normal. Es posible que, en el caso de este estudio, el uso simultáneo de 3 modelos diferentes de trampas haya reducido los efectos de este problema.

Captura marcado y recaptura

Este método ha sido usado en muchos estudios poblacionales sobre carnívoros en general y cánidos en particular (Gese 2001, para una revisión actualizada). A pesar de esto, para muchas aplicaciones biológicas es difícil obtener datos suficientes como para poder seleccionar entre algunos de los procedimientos estadísticos más desarrollados (Menkens y Anderson 1992) y, aunque se hayan desarrollado modelos con simulaciones para casos donde la probabilidad de captura

es baja y heterogénea, estos deben ser usados con precaución y respetando ciertos supuestos básicos (Rosenberg *et al.* 1995). La situación más complicada para modelar, debido a su complejidad, ocurriría en los casos de poblaciones abiertas con distintas edades, como es el caso de nuestro estudio. Aún cuando el esfuerzo de captura en este estudio fue considerable, los casos de recaptura fueron muy bajos y no fueron suficientes como para poder aplicar algún modelo de captura y recaptura y es por eso que se aplicó una modificación de la ecuación básica de Lincoln Peterson. Los resultados obtenidos para el año de comparación entre las dos áreas muestran valores de densidad absoluta muy grandes, en comparación con aquellos obtenidos con los otros métodos, si se piensa que se está trabajando con un cánido no gregario en un ambiente relativamente poco productivo, y estos valores mejoran sólo levemente al considerar los avistajes (pero estos sólo se produjeron en el área SIS).

Cuando se analiza para el SIS los otros dos períodos de trampeo (2001-2002), los valores de densidad disminuyen considerablemente, quizás indicando la presencia de un problema con el primer año que podría estar provocando estimaciones muy poco confiables. De acuerdo con las conclusiones de Gese (2001) nuestros resultados sugieren que, para poder aplicar con éxito este método, es necesario un fuerte esfuerzo de muestreo tanto en términos de tiempo como trabajo, y costos relativamente altos.

Discusión general

En la mayoría de las estimaciones no se hallaron diferencias estadísticas tanto entre estaciones del año como entre áreas, ni entre años y es posible que se requiera de análisis estadísticos más complejos para poder detectar diferencias con estas metodologías, con variaciones poblacionales que posiblemente no sean muy grandes.

Si bien la cantidad de datos no nos permite hacer correlaciones entre los métodos, de nuestros resultados se puede deducir que tanto las transectas nocturnas a pie como las estaciones de cebado no parecerían ser métodos adecuados para estimar la densidad de zorro pampeano en este tipo de ambiente.

Aunque la FVE es el único método del cual existen antecedentes para la especie (Dosio *et al.* 1998, García y Kittlein 2000), en ambos trabajos no se hizo ningún intento de calibración. Novaro *et al.* (2000) calibraron este método para zorro culpeo en Patagonia teniendo resultados positivos en la calibración, pero se utilizó una escala mayor que la aquí utilizada. La escala pudo ser una de las limitantes para la obtención de resultados positivos con las FVE, ya que se aconseja utilizarlas a gran escala (Roughton y Sweeny 1992, Novaro *et al.* 2000).

La limitante de ITC y DTC es la presencia de caminos y la baja detectabilidad (o abundancia) de los individuos, lo cual es fundamental ya que es probable que sus desvíos con respecto a otros métodos se deban al bajo número de observaciones.

Los estimadores de densidad que de una forma u otra están basados en las capturas (estimándose el área de captura en el caso de DAC y DAI, y usando las recapturas y las observaciones en DCR y DCA, los valores de *home range* corregidos DHR y DHRM), presentaron tendencias que podrían ser representativas de las reales tendencias poblacionales, y sus resultados podrían ser mejorados cuando se cuente con mayor información sobre la historia natural de *P. gymnocercus*. Estos estimadores implican captura y marcación de animales, procedimientos que si bien requieren mucho esfuerzo en el campo no resultarían tan caros como la radiotelemetría, sobre la cual se fundamenta DHR. Este último método, al igual que los anteriores, requeriría de mayor información sobre la especie para obtener estimaciones más confiables y implica todos los problemas de tipo ético relacionados con la captura de animales silvestres.

El índice de conteo de heces presentó un buen ajuste en los casos en que fue utilizado y es un método extremadamente económico y de fácil aplicabilidad. Resultados similares fueron hallados para *V. velox* (Schauster *et al.* 2002) en regiones de llanura norteamericana. Si bien no se pudo realizar una calibración exhaustiva del ICH, las tendencias responden bien a las tendencias mayoritarias tanto en las comparaciones anuales como en las comparaciones estacionales. Sin embargo, su confiabilidad y posibilidades comparativas necesitarían ser testeadas

mayormente y, sobre todo, en otros ambientes, en los cuales la detectabilidad de las heces puede variar fuertemente.

En cuanto a las estimaciones de densidad, no fue posible determinar un método único para este tipo de análisis, debido a la obtención de un amplio rango de densidades donde es muy difícil tomar decisiones sobre el sesgo de cada una de ellas. El único trabajo sobre *P. gymnocercus* en el cual se hace referencia a la densidad es Brooks (1992), en una nota sobre un trabajo realizado con índice de transecta en camioneta durante un año en el Chaco Paraguayo con muy bajo esfuerzo de muestreo. Basándonos en este trabajo y en las densidades halladas para carnívoros de peso similar (Gompper y Gittleman 1991, Carbone y Gittleman 2002, Ferguson y Larivière 2002), es posible que los valores obtenidos por medio de DTC, DCA y DCR serían los esperables para especies altamente sociales (altas densidades) o especies de mucho mayor tamaño, más de 50 Kg (densidades muy bajas).

Nuestros datos indican que en el área LT la densidad sería menor que en el área SIS, esto podría deberse en parte a las modificaciones producidas por los caballos en el PPET. Por un lado, la presencia de los caballos en el Parque provoca un menor desarrollo del pastizal que podría producir cambios en la estructura de la comunidad de carnívoros, perjudicando a especies quizás competidoras, como los félidos, y beneficiando a especies como los zorros que pertenecen a un grupo caracterizado por su plasticidad y adaptabilidad a ambientes fuertemente modificados por el hombre (Macdonad 1997). Por otro lado, la disponibilidad de alimento como roedores o insectos, es posible que sea mayor en La Toma (D. Birochio- GECM-, com. pers.), pero la carroña representa un *ítem* alimenticio muy abundante en el SIS y se ha comprobado que es el componente más importante en la dieta de los zorros pampeanos en al área Sismógrafo (Castillo 2003).

Nuestros resultados muestran que las densidades de zorro han disminuido sustancialmente desde 1999 al 2000 y esta disminución continuó, aunque más levemente, hasta el 2002. Coincidentemente con esos resultados, en el 2000 se habilitó la caza del zorro en la Provincia de Buenos Aires y por consiguiente en los alrededores del Parque. No existe cuantificación de la presión de caza en la región

alrededor del Parque, pero es probable que tenga influencia sobre la población de zorros del PPET y aún más sobre la del área La Toma, que es más externa.

Figura 5.1 Preparación de estación de cebado (derecha) y estación de cebado visitada por zorro (izquierda).



Figura 5.2 Primer individuo de zorro pampeano capturado con la marca auricular que permite la identificación individual. Diciembre 1999 -Sismógrafo.



Figura 5.3 Variaciones en los valores promedio anuales \pm desvío estándar para el índice (FVE) basado en estaciones de cebado en las dos áreas de estudio, período 1999, considerando una (1n) y dos noches de activación (2n).

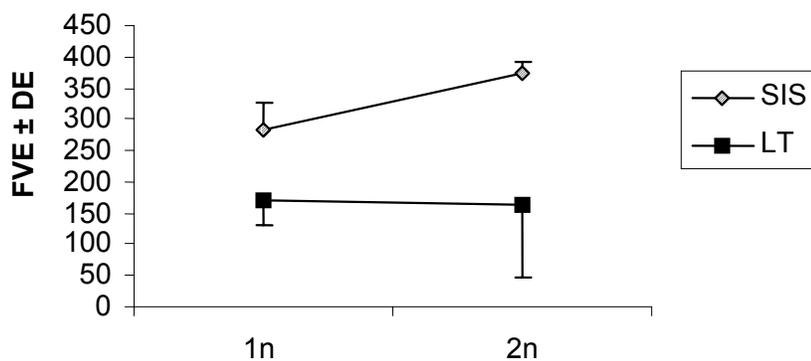


Gráfico 5.4 Variaciones estacionales del índice de conteo de heces (ICH) en las dos área de muestreo. La Toma (LT) y Sismógrafo (SIS).

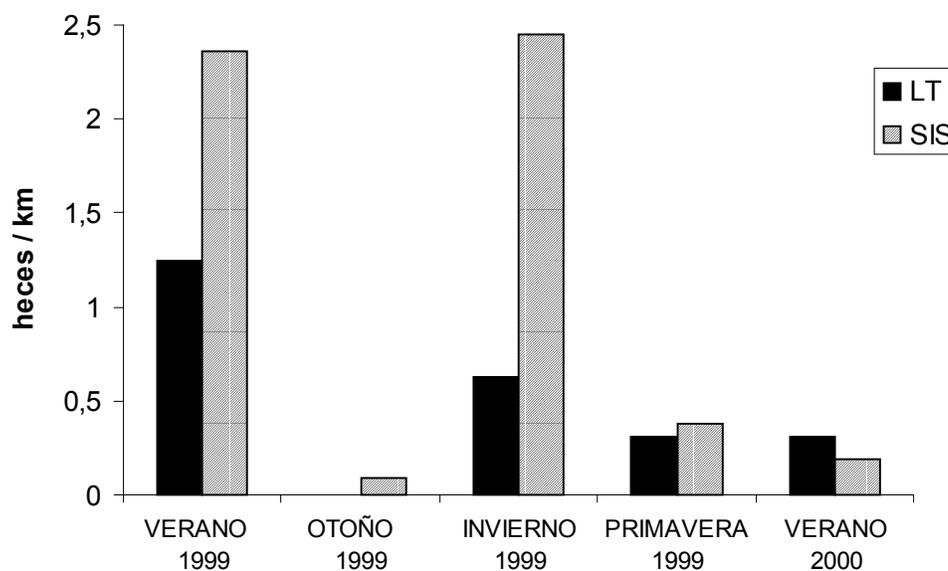


Figura 5.5 Variaciones estacionales en el índice de conteo de heces (ICH) para el área del Sismógrafo en los tres ambientes presentes.

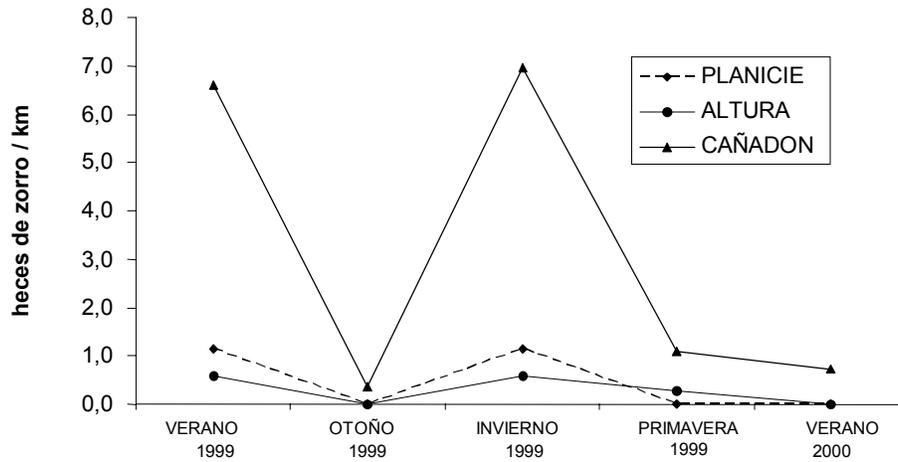


Figura 5.6 Variaciones estacionales en el índice de conteo de heces (ICH) para el área La Toma en los dos ambientes presentes.

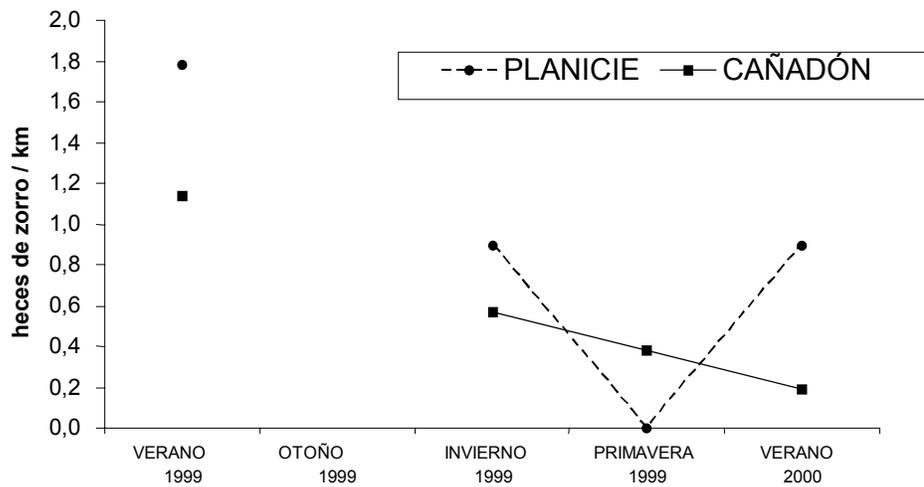


Figura 5.7 Variación estacional de Densidad transecta en camioneta (DTC) y el Índice de transecta en camioneta (ITC) en el área Sismógrafo.

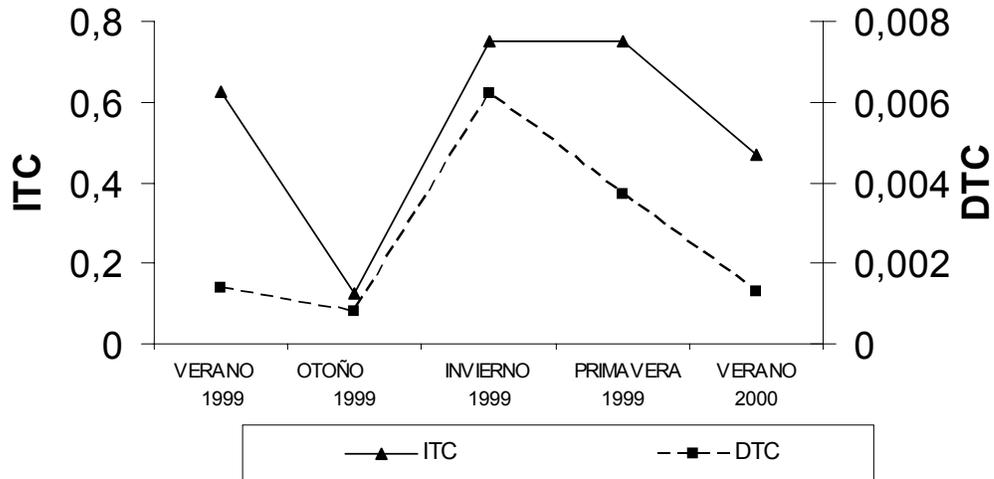


Figura 5.8 Variaciones estacionales proporcionales a la máxima diferencia estacional hallada por el estimador de Densidad transecta en camioneta (DTC) y el Índice de transecta en camioneta (ITC) para el área SIS.

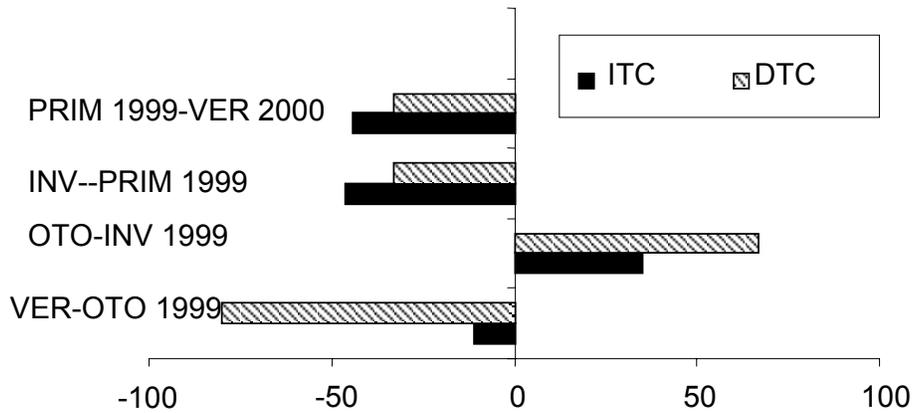


Figura 5.9 Variación anual de Densidad transecta en camioneta (DTC) y el Índice de transecta en camioneta (ITC) en el área Sismógrafo.

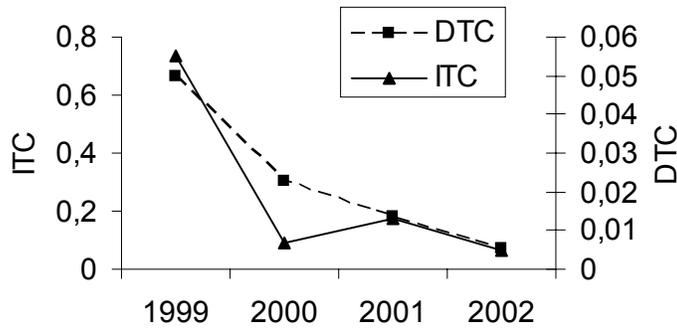


Figura 5.10 Variaciones proporcionales a la máxima diferencia anual hallada para Densidad transecta en camioneta (DTC) y el Índice de transecta en camioneta (ITC) para el área de SIS.

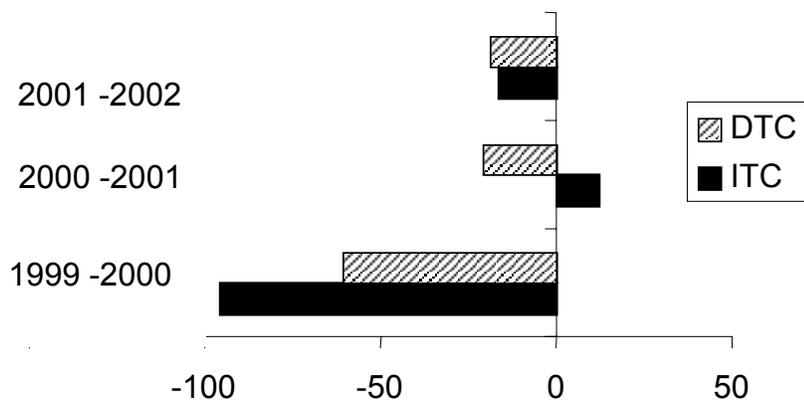


Figura 5.11 Variaciones estacionales en el Índice de transecta a pie (ITA) en las dos áreas de muestreo.

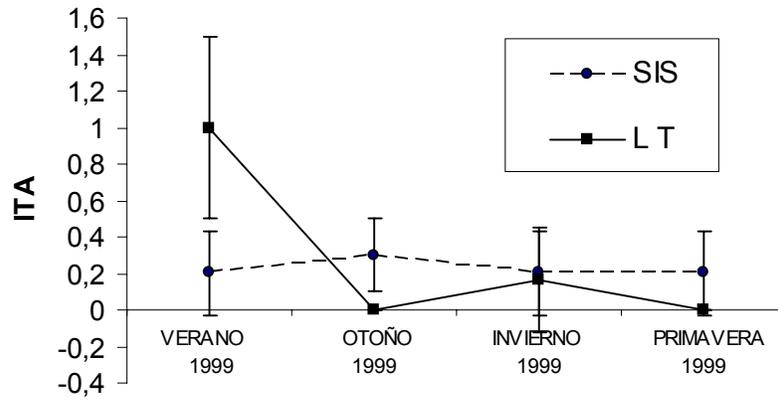


Figura 5.12 Variaciones estacionales en el Índice de éxito de captura (IEC) en las dos áreas de muestreo.

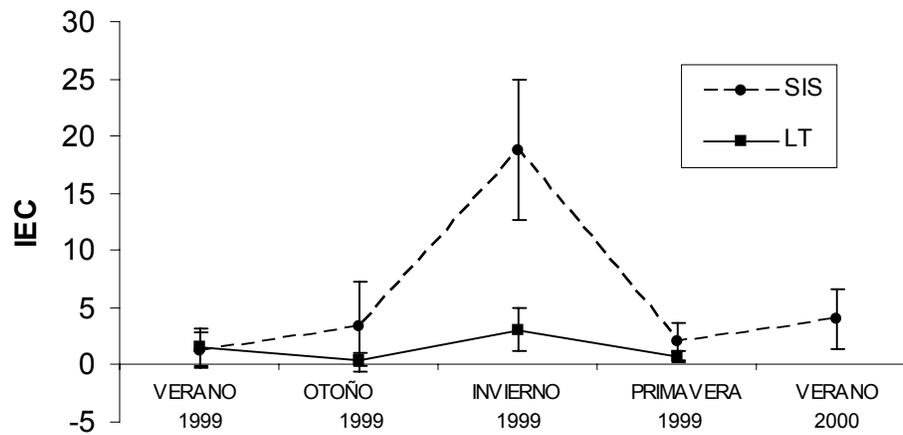


Figura 5.13 Comparación de las tendencias poblacionales para todos los métodos aplicados en Sismógrafo (SIS) y La Toma (LT).

Arriba: Estimadores de densidad (eje principal y eje secundario separados por orden de magnitud). Abajo: Índices de abundancia (eje principal y eje secundario separados por orden de magnitud).

Densidad área de captura: **DAC**; Densidad área de influencia: **DAI**; Densidad captura y recaptura: **DCR**; Densidad captura y avistaje: **DCA**; Densidad por *home range*: **DHR**, Densidad *home range* máximo: **DHRM**; Frecuencia de visita estaciones de cebado: **FVE**; Índice transecta en camioneta: **ITC**; Densidad transecta en camioneta: **DTC**; Índice transecta a pie: **ITA**; Índice conteo de heces: **ICH**, Índice de éxito de captura: **IEC**.

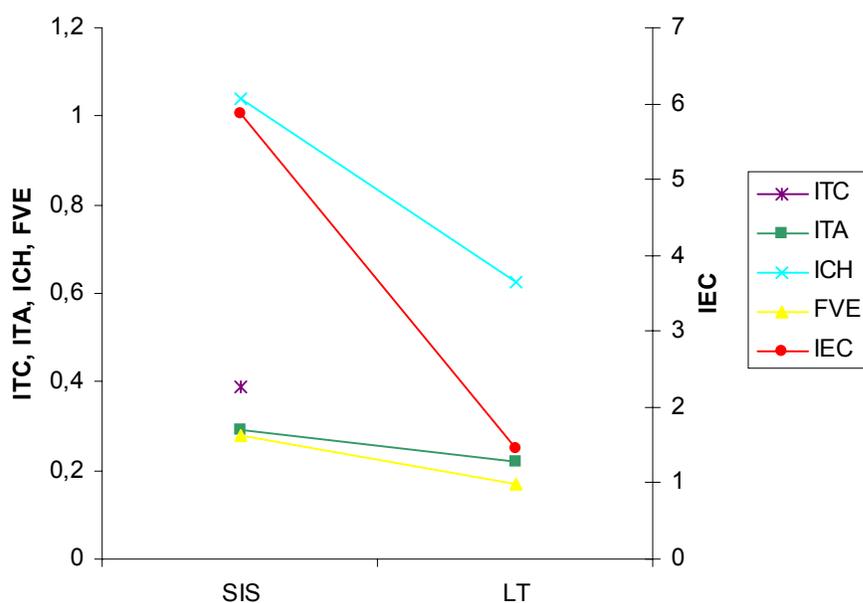
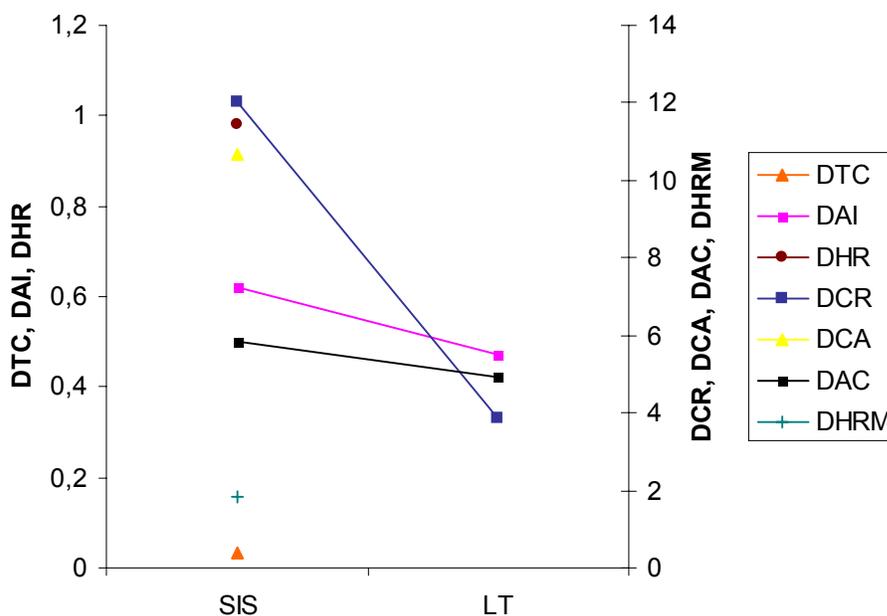


Figura 5.14 Comparación de las tendencias estacionales para todos los métodos de estimación aplicados en La Toma

Arriba: Estimadores de densidad, Abajo. Índices de abundancia

Referencias: Densidad área de captura: **DAC**; Densidad área de influencia: **DAI**; Frecuencia de visita de estaciones de cebado: **FVE**; Índice transecta en camioneta: **ITC**; Índice transecta a pie **ITA**; Índice de éxito de captura: **IEC**.

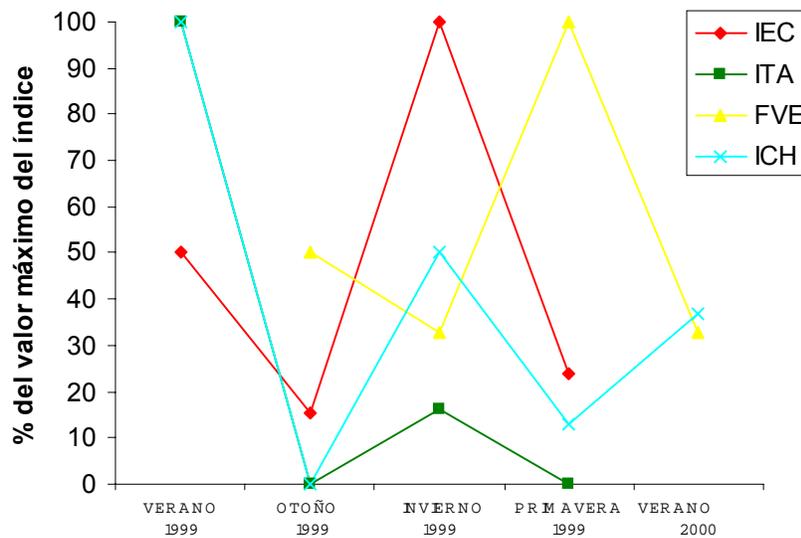
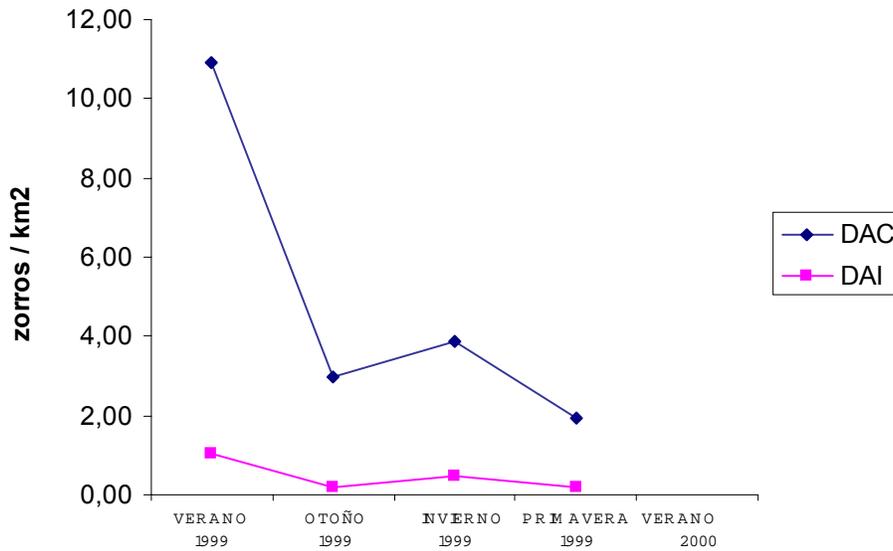


Figura 5.15 Comparación de las tendencias estacionales para todos los métodos aplicados en Sismógrafo.

Arriba: Estimadores de densidad; Abajo: Índices de abundancia.

Referencias: Densidad área de captura: **DAC**; Densidad área de influencia: **DAI**, Densidad transecta en camioneta: **DTC**; Frecuencia de visita estaciones de cebado: **FVE**; Índice transecta en camioneta: **ITC**; Índice transecta a pie: **ITA**; Índice conteo de heces: **ICH**; Índice de éxito de captura: **IEC**.

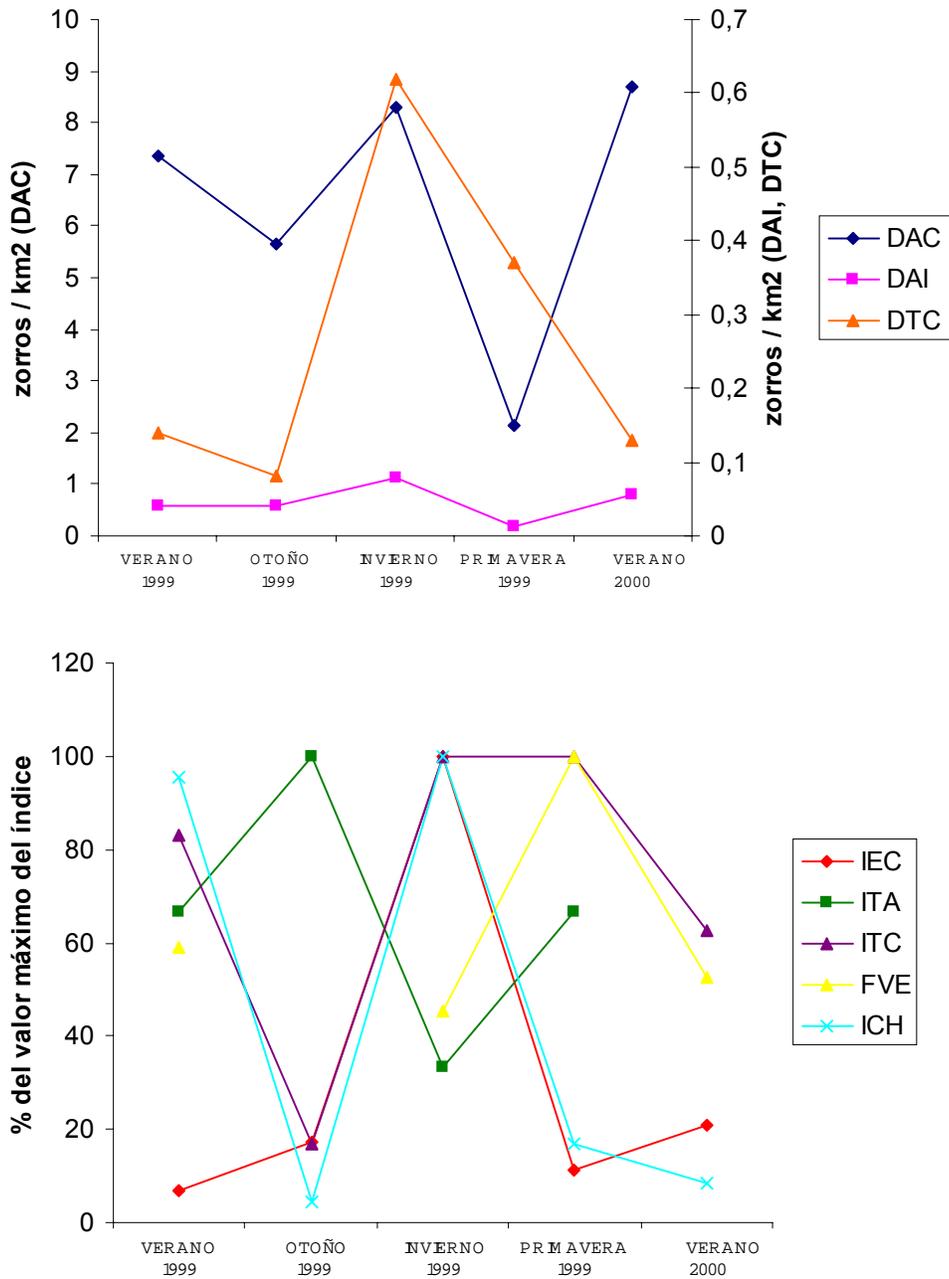
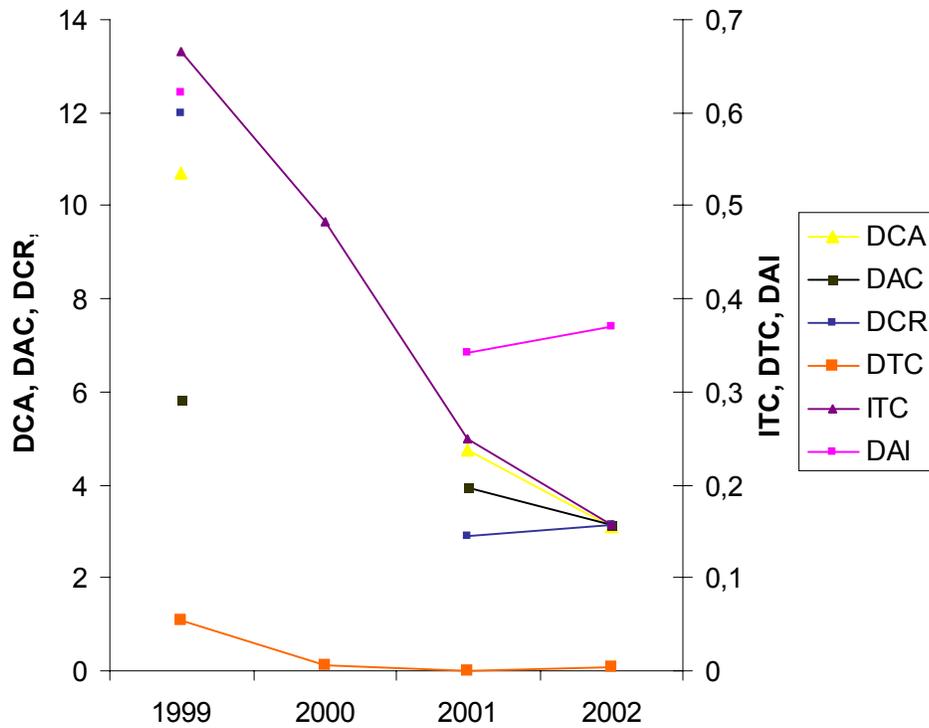


Figura 5.16 Comparación de las tendencias anuales para todos los métodos aplicados en Sismógrafo.

Eje principal: Densidad área de captura: **DAC**; Densidad captura y recaptura: **DCR**; Densidad captura y avistaje: **DCA**; Densidad transecta en camioneta: **DTC**; Densidad área de influencia: **DAI**.

Eje secundario: Índice transecta en camioneta: **ITC**.



CAPITULO 6

CONCLUSIONES

Las estrategias de conservación efectivas dependen muchas veces del conocimiento confiable de los tamaños poblacionales, que en el caso de los carnívoros, por la naturaleza elusiva, sus hábitos nocturnos y sus bajas densidades, son difíciles de obtener (Gros *et al.* 1996, Sargeant *et al.* 1998).

Por otro lado, cuando se trata con especies con algún grado de conflicto con el hombre, deben establecerse pautas claras e información certera, en particular en cuanto a la capacidad de extracción de una población y la metodología más adecuada de captura y manipulación (Gentile 1987). Así se obtendrán reglas claras, que permitan evaluaciones a largo plazo y que permitan a la sociedad mantener la confianza en la ciencia y en políticas de manejo basadas en datos tomados e interpretados adecuadamente (Smallwood y Schonewald 1998).

Los tipos de trampas evaluados en este trabajo no presentaron un resultado único en cuanto a selección del tipo de trampas. Aún así las trampas jaulas parecerían ser el peor modelo, ya sea por su bajo rendimiento como por su baja selectividad, son el tipo de trampa más caro y requieren para su instalación, aunque no para su mantenimiento, el mayor esfuerzo de trabajo; por otro lado causarían los daños menores y con más baja frecuencia.

Las trampas cebo a la pata, tal como fueron probadas en este trabajo, tuvieron junto a las trampas lazo mucho mejor rendimiento que las jaulas y, entre ellas, su rendimiento fue comparable. Los cepos producen un nivel de daño intermedio (comparativamente con los otros dos modelos de trampas), requieren bajo esfuerzo de instalación y mantenimiento; son muy poco selectivos y, si bien potencialmente capturan otros carnívoros del área son, bajo los estándares ITC 191, consideradas humanitarias para todos los carnívoros aquí evaluados.

Los lazos al cuello fueron trampas muy selectivas (capturaron exclusivamente zorros adultos o juveniles), de muy bajo costo, pero su éxito depende del entrenamiento en su instalación adecuada por parte del operario; asimismo, si bien en un alto porcentaje de casos los daños ocasionados estuvieron entre las más bajos, deben considerarse los dos casos terminales de miopatía de captura ocurridos en animales trampeados en lazos.

Nuestras investigaciones reflejaron que el tipo de cebo influye fuertemente en el éxito de captura, aún más que el modelo de trampa, y en la decisión de selección del tipo de trampa deben evaluarse también las características del terreno, el entrenamiento del operador, el protocolo de trampeo (revisión de las trampas) y la comunidad de carnívoros del área.

Para cumplir con el objetivo de capturar principalmente *P. gymnocercus* en un área con las características del PPET se recomendaría el uso de cebos a la pata, con un esquema de revisión de trampas como el aquí aplicado, con el complemento de lazos al cuello en las estaciones menos cálidas, para los ambientes que así lo permitan y para capturar animales que hayan sido capturados con anterioridad.

En cuanto a los métodos de estimación de densidad relativa el ICH pareció ser un índice confiable para reflejar variaciones en la densidad relativa, de bajo costo, no invasivo y de fácil aplicación. También el ITC podría ser recomendado, pero sólo en áreas donde la densidad de caminos es alta.

Aunque se observó que varios estimadores de densidad absoluta darían valores aceptables para las poblaciones del PPET de *P. gymnocercus*, no se podría recomendar uno en particular y las estimaciones de densidad absolutas obtenidas deben considerarse con precaución.

Con mayor cantidad de datos específicos sobre la biología del zorro pampeano, estimadores como los relacionados con las capturas, en particular DAI, podría ofrecer un método de estimación absoluta confiable para el área del PPET, de costos intermedios, pero que requeriría de un importante esfuerzo de campo. También, la aplicación de este estimador permitiría una evaluación y monitoreo sanitario de la población; siendo esto otra herramienta útil, para cualquier decisión de manejo sobre la población.

Los estimadores de densidad, pese a su variación numérica, han sido consistentes al demostrar una mayor densidad de zorros pampeanos en el área Sismógrafo que en el área La Toma.

El decrecimiento poblacional abrupto observado desde 1999 al 2000 y luego menos marcado pero continuando hasta el 2002, estaría reflejando la apertura de la caza en la Provincia y por lo tanto en los alrededores del PPET, que ocurriera a partir de 1999.

Este trabajo es un primer acercamiento a la estimación de la densidad poblacional del zorro pampeano, que serviría como base para futuras investigaciones no sólo sobre esta especie, sino también sobre los demás carnívoros de la llanura pampeana.

ANEXO

PROTOCOLO DE TRAMPEO Y DOSIS DE SUJECIÓN QUÍMICA

Los animales capturados, fueron inmovilizados mecánicamente con una horqueta y luego se produjo la inmovilización química (fig.1). Para ello, se estimó a simple vista el peso del animal, y se inyectó intramuscularmente la combinación clorhidrato de Ketamina (Ketamina®, Holliday Lab) y clorhidrato de Xilacina (2%, Rompum®, Bayer Lab) o Zoletil® 50 (Laboratorio Virbac do Brasil, Industria y Comercio LTA). Inicialmente se utilizó la dosis teórica recomendada para *V. vulpes*, considerada una especie similar y sobre la cual se tenía información (Maddock 1989, Travaini y Delibes 1994, Beltrán y Tewes 1995, Kreeger 1999, Uarth M. - WCS-, com. pers.), 20 mg/Kg de Ketamina y 1-2 mg/Kg de Xilacina ó 10 mg/Kg de Zoletil. Posteriormente, la dosis se fue adecuando a las necesidades del trabajo (45 minutos promedio para realizar el protocolo), hasta determinar que la dosis óptima para esta especie y para nuestro protocolo de trabajo fue Ketamina, 11.6 mg/Kg. con Xilazina, 1.2 mg/Kg (Luengos Vidal *et al.* 2000).

Se siguió el siguiente protocolo:

- Durante los 5 minutos inmediatos a la inyección los investigadores se mantuvieron alejados del animal, mientras se producía la inducción de la anestesia. Cuando fue necesario, se esperó más tiempo.
- Ubicación del animal en un lugar protegido.
- Se cubrieron los ojos del animal con una mascarilla.
- Toma del peso del animal con una balanza Pesola® (ver Cáp. 4).
- Posicionamiento del animal, en decúbito lateral en pendiente hacia rostral, para facilitar la evacuación en casos de emesis.
- Toma de temperatura rectal (Tr), frecuencia cardiaca (Fc) y frecuencia respiratoria (Fr), opción A ó B.

A) Animales con temperatura en el rango: $> 36,5^{\circ} \text{ C}$ y $< 39,5^{\circ} \text{ C}$

- Medición cada 15 minutos, cuando fue posible, de los parámetros Tr, Fc y Fr. Control de los reflejos patelar, óptico y ótico.
- Búsqueda de lesiones producidas por las trampas.
- Cubrir al animal con algo de abrigo (en estación fría).
- Colocación de marcas auriculares y recolección de muestras de tejido de la oreja.
- Registro de sexo y medidas morfométricas (ver Cáp. 4).
- Observación de los dientes para estimación primaria de la edad.
- Búsqueda de parásitos externos.
- Toma de muestras de pelo.
- Colocación de radiocollar.

B) Animales con temperatura $\leq 36,5^{\circ} \text{ C}$ y $\geq 39,5^{\circ} \text{ C}$. Se priorizó normalizar la temperatura, la cual fue controlada permanentemente.

- Hipotermia, $\text{Tr} \leq 36,5^{\circ}$:

- Armado de carpa anti- hipotermia, con calentador para aumentar la temperatura ambiente.
- Aumento del abrigo que cubre al animal.
- Colocación de bolsa de agua caliente.
- Calor con calentador dirigido a áreas sensibles.

- Hipertermia, $\text{Tr} \geq 39,5^{\circ} \text{ C}$.

- Mojar al animal con agua fría / alcohol.
- Colocar al animal en un lugar con sombra y ventilado.

Se registró además:

- Dosis inyectada.
- Hora de la anestesia: hora a la cual se inyectaba al animal.
- Tiempo de inducción: desde que se inyectaba al animal hasta que entraba en un plano de anestesia; generalmente se esperaba 5 minutos y recién se controlaba el estado del animal.
- Hora y dosis de refuerzo, cuando fue necesario.

- Profundidad de la anestesia, sobre la base del estado general y de los reflejos (cuando fue posible), utilizando la siguiente categorización:

Estados

- 0 No hubo efecto de la droga.
- 1 Sedación leve.
- 2 Sedación profunda.
- 3 Anestesia leve.
- 4 Anestesia profunda.
- 5 Anestesia demasiado profunda.
- 6 Muerte por anestesia.

Para el análisis de los datos se dividió a los animales en 4 categorías, cada una de ellas excluyente de acuerdo a las consecuencias inmediatas de la anestesia:

- **Animales con dosis suficiente (ADS):** aquellos con temperatura normal y a los que no fue necesario reforzar la dosis.
- **Animales con hipotermia (Animales Hipotérmicos):** aquellos cuya temperatura rectal alcanzó o fue inferior a los 36,5 °C.
- **Animales con hipertermia (Animales Hipertérmicos):** aquellos cuya temperatura rectal alcanzó o fue superior a los 39,5 °C.
- **Animales dosis insuficientes (ADI):** aquellos en los cuales la dosis inicial no mantuvo al animal en un estado de inmovilización que permitiera realizar el protocolo propuesto.

La **dosis real** fue calculada como la dosis inicial inyectada al animal corregida con el peso exacto del mismo, el cual se desconoce en el momento inicial de la sujeción.

Figura 1. Sujeción química de un zorro a campo



Tabla 1. Datos de los zorros pampeanos anestesiados con la combinación Ketamina- Xilacina y Zoletil.

Referencias: X: promedio; DE: desvío estándar; n: número de animales.

DROGA	Categoría	n	DROGA	DOSIS (mg / kg)				PESO (kg)	
				X	DE	MAX	MIN	X	DE
KETAMINA - XILACINA	ANIMALES DOSIS SUFICIENTE	30	Ketamina	11,38	3,68	22	6,25	4,88	1,41
			Xilacina	1,11	0,70	4,2	0,3		
	ANIMALES DOSIS INSUFICIENTE	23	Ketamina	10,33	2,23	6,66	1,5	5,3	1,24
			Xilacina	0,7	0,39	1,7	0,004		
	ANIMALES HIPERTERMICOS	7	Ketamina	11,35	2,99	15	8	5,57	1,34
			Xilacina	0,78	0,15	1,5	0,38		
ANIMALES HIPOTERMICOS	13	Ketamina	11,25	3	18	6,8	5,01	1,39	
		Xilacina	1,13	0,32	1,6	0,55			
ZOLETIL	ANIMALES DOSIS SUFICIENTE	3	Zoletil	5,74	1,77	7,69	4,2	4,25	1,27

BIBLIOGRAFIA

Agreement on International Humane trapping Standards 1997. The European community. The Government of Canada, and the Government of Russia Federation. Department of Foreign. Affairs and International Trade; Ottawa, Ontario.

Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pág. 267-281. En: International Symposium on Information Theory 2nd Edición. (Petran B. N., Csaaki F. Eds.). Hungría.

Amlaner C. J., Macdonald D. W. (Eds.) 1980. A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press. Oxford. 880 pág.

Andelt W. E., Phillips R. L., Schmidt R. H., Gill R. B. 1999. Trapping furbearers: an overview of the biological and social issues surrounding a public policy controversy. Wildlife Society Bulletin 27(1): 53-64.

ASM (American Society of Mammalogy) 1998. Animal care and use committee. guideline for the capture, handling, and care of mammals as approved by the American Society of Mammalogy. Journal of Mammalogy 79: 1416-1431.

Barlow J. C. 1965. Land mammals from Uruguay. Ecology and zoogeography. Ph. D. Thesis. University of Kansas. 225 pág.

Beltran J. F., Delibes M., Rau J. R. 1990. Methods of censuring red fox (*Vulpes vulpes*) population. Hystrix 3: 199-214.

Beltran J. F., Tewes M. E. 1995. Immobilization of ocelots and bobcats with ketamine hydrochloride and xylazine hydrochloride. Journal of Wildlife Diseases 31: 43-48.

Blundell G. M., Kern J. W., Bowyer R. T., Duffy L. K. 1999. Capturing river otters: a comparison of Hancock and leg-hold traps. Wildlife Society Bulletin 27: 184-192.

- Branch L. C. 1994. Seasonal patterns in long-distance vocalizations of the pampas fox. *Vida Silvestre Neotropical* 3(2): 108-111.
- Brautigam A. 1991. CITES: un instrumento para la conservación. (Nature Conservation Bureau, Ed.). 123 pág.
- Brooks D. M. 1992. Notes on group size, density and habitat association of the pampas fox (*Dusicyon gymnocercus*) in the Paraguay Chaco. *Mammalia* 4 (56): 314-316.
- Bubela T., Bartel R., Müller W. 1998. Factors affecting the trappability of red foxes in Kosciusko National Park. *Wildlife Research* 25: 199-208.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L. 1993. Distance sampling estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall E. London. 446 pág.
- Burgos J. J. 1968. El clima de la Provincia de Buenos Aires en relación con la vegetación natural y el suelo. Pág . 34-97. En: Flora de la Provincia de Buenos Aires (Cabrera A. L., Ed.). Buenos Aires.
- Burnham K. L., Anderson D. R., Laake J. L. 1980. Estimator of density from line transect of biological populations. *Wildlife Monograph* 72: 1-120.
- Cabrera A. 1958. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". *Ciencia Zool.* 4 (1). (Metatheria - Ungulata - Carnivora). Pp. i-xiv, 1- 307.
- Cabrera A., Yepes J. 1960. Mamíferos Sudamericanos. (Historia Natural Ediar Ed.) Buenos Aires. 370 pág.
- Capelli de Steffens A., Campos de Ferrera A. 1994. Transición climática en el sudoeste bonaerense. Pág. 2-35. En: *Sigeo* 5. UNS. (Harris y Cía. Ed.). Buenos Aires.
- Carbone C., Gittleman J. L. 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.

- Castillo D. F. 2003. Composición y variación estacional de la dieta del zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) en el Parque Provincial E. Tornquist. Tesina de graduación. Universidad Nacional del Sur. 39 pág.
- Caughley G. 1977. Analysis of vertebrate population. (John Wiley y sons Ed.) New York. 34. pág
- Cavallini P., Lovari S. 1991. Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox *Vulpes vulpes* L. (1758). Journal of Zoology 223: 323-339.
- Chebez J. C. 1994. Los que se van. (Albatros, Ed.) Buenos Aires. 606 pág.
- Colantoni L. O. 1997. Prueba de trampas mortales y de sujeción de nutria (*Myocastor coypus*) a campo. (FACIF Ed.). Buenos Aires. 32 pág.
- Conner M. C., Labisky R. F., Progulske D. R. Jr. 1983. Scent-station indices as measures of populations abundance for bobcats, raccoons, gray foxes and opossums. Wildlife Society Bulletin 11: 146-152.
- Conover M. R. 2001. Effect of hunting and trapping on wildlife damage. Wildlife Society Bulletin 29(2): 521-532.
- Cormack R. M. 1964. Estimates of survival from the sight of marked animals. Biometrika 51: 429-239.
- Craviño J. L., Calvar J. C., Poetti M. A., Berrutti N. A., Fontana M. E., Brando A., Fernandez J. A. 1999. Análisis holístico de la predación en corderos: un estudio de caso, con énfasis en la acción de zorros (Mammalia, Canidae). Veterinaria 35: 24-41.
- Crespo J. A. 1971. Ecología del zorro gris *Dusicyon gymnocecus antiquus* (Ameghino) en la Provincia de La Pampa. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. Tomo 1 N° 5 Ecología 1: 147-205.
- Crooks K. 1994. Demography and status of the island fox and island spotted skunk on Santa Cruz Island, California. Southwester Naturalist 39: 257-262.

Cypher B. L., Spencer K. A. 1998. Competitive interactions between coyotes and San Joaquin kit foxes. *Journal of Mammalogy* 79: 204- 214.

De Wet T. 1993. Physical capture of carnivores. Pág. 255-277. En: *The Capture and Care Manual*. (McKenzie A. A. Ed.). Wildlife Division Support Services CC and The South African Veterinary Foundation. Pretoria.

Diaz G., Ojeda R. (Eds). 2000. Libro Rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, SAREM. Buenos Aires. 106 pág.

Diffenbach D. R., Conroy M. J., Warrent R. J., James W. E., Baker L. A., Hon T. 1994. A test of the scent-station survey techniques for bobcats. *Journal of Wildlife Management* 58(1): 10-17.

Doncaster C., Dickman C., y Macdonald D., 1990. Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the City of Oxford, England. *Journal of Mammalogy*, 7(2): 188-194.

Dosio R., Pessino M., Novaro A., Funes M. 1998. Monitoreo de poblaciones del zorro gris pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) en la Provincia de La Pampa. Pág. 52. En: Libro de resúmenes de las XIII Jornadas Argentinas de Mastozología. Puerto Iguazú.

Eberhardt L. L., Blanchard B. M., Knight R. R. 1994. Population trend of Yellowstone grizzly bear as estimated from reproductive and survival rates. *Canadian Journal of Zoology* 72: 360-363.

English R. A., Stalmans M., Mills M. G. L., van Wyk A. 1993. Helicopter assisted boma capture of african wild dogs *Lycaon pictus*. *Koedoe* 36: 103-106.

Feldman J. W. 1996. The politics of predator control 1964-1985. Thesis Utah State University. Logan. 198 pág.

Ferguson S. H., Larivière S. 2002. Can comparing life histories help conserve carnivores. *Animal Conservation* 5: 1-12.

Fox M., Cohen J. A. 1977. Canid communication. Pág. 728-748. En: *How Animals Communicate*. (Sebeok T. A Ed.). Indiana University Press. Indiana.

Frangi J. L., Bottino O. J. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, Provincia de Buenos Aires Argentina. *Revista Argentina de Agronomía* 71: 93-133.

Fujita H. O., Calvo J. O. 1982. Las exportaciones de productos y subproductos de la fauna silvestre en el quinquenio 1976/1980. *IDIA* 397/400:1-2.

Fur Institute of Canada 1989. Recommended regulations. En: *Proceeding of the Northeast Fur Resources Technical Committee*. (Landfor R., Ed.). Quebec. 119 pág.

Gallardo M., Formas A. 1975. The Kariotype of *Dusicyon griseus* (Carnivora, canidae). *Experientia* 31(160):639-640.

Garcia Fernandez J. J. 1992. Administrando para conservar: el caso de los zorros autóctonos de la Argentina. En: *Actas de la Tercera Reunión Patagónica de Manejo de Zorros*. (Funes M. C., Novaro A. J., Eds.) Junín de los Andes. 13 pág.

García V. B., Kittlein M. J. 2000. Abundancia relativa de carnívoros en la reserva de Usos Múltiples Bahía San Blas e Isla Gamma (RSBG), Provincia de Buenos Aires. Pág. 61. En: *Libro de Resúmenes de las XV Jornadas Argentinas de Mastozoología*. La Plata.

Gentile J. R. 1987. The evolution of anti-trapping sentiment in the United States: a review and commentary. *Wildlife Society Bulletin* 15: 490-503.

Gese E. M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivores population. Pág. 372-396. En: *Carnivore Conservation* (Gittleman J. L., Funk S. M., Macdonald D. W., Wayne R. K. Eds.). London.

Ginsberg D., Macdonald D. 1990. Foxes, Wolves, Jackal and Dogs. An action plan for the conservation of canids. *UICN/SSC*. 116 pág.

Gipson P. S., Ballard W. B., Ronald M., Nowak L., Mech D. 2000. Accuracy and precision of estimating age of gray wolves by tooth wear. *Journal of Wildlife Management* 64: 752-758.

Gompper M. E., Gittleman J. L. 1991. Home range scaling: intraspecific and comparative trends. *Oecologia* 87: 343-348.

Gros P. M., Kelly M., Caro T. M. 1996. Estimating carnivores densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos* 77: 197-206.

Harris S., Cresswell W. J., Forde P.G., Trehella W. J., Woollard T., Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20: 97-123.

Hemker T. P., Lindzey F. G., Ackerman B. B. 1984. Population characteristics and patterns of cougar in southern of Utah. *Journal of Wildlife Management* 48: 1275-1284.

Hornocker M. G. 1970. An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho primitive area. *Wildlife Monographs* 21: 1-29.

Hubert G. F. Jr., Bluett R. D., Dumonceaux G. A. 1991. Field evaluation of two footholding devices for capturing raccoons in non-drowning water sets. Pág. 23-24. En: *Proceedings of the 9th Midwest Furbearer Workshop*. (Frederickson L., Coonrod B. Eds.). South Dakota Dep. Game, Fish and Parks. Pierre.

Hubert G. F. Jr., Holland M., Jack S. W., Boyle C. R. 1993. An evaluation of laminated offset jawed traps for reducing injuries to coyotes. *Proceeding of the Great Plains Wildlife Management. Damage Control Workshop* 11: 148-153.

Hubert G. F. Jr., Hungerford L. L., Bluett R. D. 1997. Injuries to coyote capture in modified foothold traps. *Wildlife Society Bulletin* 25: 858-863.

Hubert G. F. Jr., Hungerford L. L., Proulx G., Bluett R. D., Bowman L. 1996. Evaluation of two restraining traps to capture raccoons. *Wildlife Society Bulletin* 24: 699-708.

Hubert G. F. Jr., Wollenberg G. H., Hungerford L. L., Bluett R. D. 1999. Evaluation of injuries to Virginia opossums captured in the EGG™ trap. *Wildlife Society Bulletin* 27: 301-305.

International Organization for Standardization TC191. 1998. Animal (mammal) traps-Part 5: Methods for testing restraining traps. International Standard ISI/DIS 10990-5. International Organization for Standardization. Geneva.

Jolly G. M. 1965. Explicit estimated from capture-recapture data with both dead and immigration-stochastic models. *Biometrika* 52: 225-247.

Jones J., McShea W. J., Conroy J., Kunz T. 1996. Capturing mammals. Pág. 115-155. En: *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals.* (Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D., Rudran R., Foster, Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington.

Kern J. W., McDonald L. L., Strickland M. D., Williams E. 1994. Field evaluation and comparison of four foothold traps for terrestrial furbearers. Pág. 29. En: *Wyoming Technical Research Work Order for Furbearers Unlimited.* Bloomington.

Knowlton F. F. 1984. Feasibility of assessing Coyote Abundance on Small Areas. Final Report, Work Unit 909. Denver. Denver Wildlife Research Center.

Krebs C. J. 1989. *Ecological methodology.* Harper Collins Publishers. New York. 624 pág.

Kreeger T. J., White P., Seal U. S., Tester J. R. 1990. Pathological responses of red foxes to foothold traps. *Journal of Wildlife Management* 54(4): 147:160.

Kreeger T. J. 1992. A review of chemical immobilization of wild canid. Pág. 89. En: *Proceeding of the American Association of Wildlife Veterinarians Meeting.*

Kreeger T. J. 1999. *Handbook of Wildlife Chemical Immobilization.* 3rd Edition. Wildlife Veterinary Pharmaceuticals Inc. Colorado. 342 pág.

Lancia R. A., Nichols J. D., Pollock K. H. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pág . 215-253. En: *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats.* 5th Edition. (Bookhout T. A., Ed.). Wildlife Society. Maryland.

Larivière S., Messier F. 1996. Immobilization of striped skunks with Telazol®. *Wildlife Society Bulletin* 24: 713-716.

- Laundre J. W. 1981. Temporal variation in coyotes vocalization rates. *Journal of Wildlife Management* 53: 791-806.
- Lincoln F. C. 1930. Calculating waterfowl abundances on the basis of banding returns. U. S. Department of Agriculture Circular 118. Washington.
- Linhart S. B., Dash G. J., Male C. B., Engeman R. M. 1986. Efficiency of unpadded and padded steel foothold traps for capturing coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 14: 212-218.
- Linhart S. B., Knowlton F. F. 1975. Determining the relative abundance of coyote by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3(3): 119-124.
- Linnell J. D. C., Swenson J. E., Landa A., Kvam T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores - worldwide review of relevant experience- NINA (Norsk Institute for Naturforskning). Oppdragsmelding 549: 1-38.
- Logan K. A., Sweanor L. L., Smith J. F., Hornocker M. G. 1999. Capturing pumas with foot-hold snares. *Wildlife Society Bulletin* 27: 201-208.
- Lucherini M., Lovari S. 1996. Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. *Behavioural Processes* 36: 103-106.
- Lucherini M., Lovari S., Crema G. 1995. Habitat use and ranging behavior of the fox in a Mediterranean rural area: is shelter availability a key factor?. *Journal of Zoology* 237: 577-591.
- Luengos Vidal E. M., Lucherini M., Casanave E. 2000. Inmovilización química de *Pseudalopex gymnocercus* en campo. Pág. 76. Libro de Resúmenes XII Jornadas Argentinas de Mastozoología. La Plata.
- Macdonald D. W. 1987. Running with the fox. (Unwin-Hyman Ed). London. 224 pág.
- Maddock A. H. 1989. Anesthesia of four species of Viverridae with ketamine. *South African Journal of Wildlife Research* 19: 80-84.
- Mares M. A., Ojeda R., Bárquez R. 1989. Guide to the Mammals of Salta Province, Argentina. University of Oklahoma Press. Norman. 303 pág.

- Martin K. 1998. The role of animal behavior studies in wildlife science and management. *Wildlife Society Bulletin* 26(4): 911-920.
- Massoia E. 1982. *Dusicyon gymnocercus lordi*, una nueva subespecie del zorro gris grande (Mammalia Carnivora Canidae). *Neotropica* 28(80): 147-152.
- McKenzie A. 1993. The capture and care manual: capture, care, accommodations and transportation of wild African animals. Wildlife Decision Support CC and The South African Veterinary Foundation. Pretoria. 729 pág.
- Menkens G. E., Anderson S. H. 1992. Estimation of small-mammal population size. *Ecology* 69: 1952-1959.
- Mercado P. V. 1999. Determinación de la dieta de los zorros (*Pseudalopex gymnocercus* y *Cerdocyon thous*) en la época húmeda en la zona de Izozog. Informe de pasantía. Carrera de Biología. Universidad Gabriel de Rene. Bolivia. 50 pág.
- Mills M. G. L. 1996. Advances in capture, census, and food-habits studies En: *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution*. Vol. 2. Pág. 223-242. (Gittleman J. L. Ed.). Cornell University Press. Cambridge.
- Mowat G., Slough B., Rivard R. 1994. A comparison of three live capturing devices for lynx: capture efficiency and injuries. *Wildlife Society Bulletin* 22: 644-650.
- Murray D. L., Fuller M. R. 2000. A critical review of the effects of marking on the biology of vertebrates. Pág. 14-64. En: *Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences*. (Boitani L., Fuller. T., Eds.). Columbia University Press. New York.
- Nolon S. F. 2003. The State of Argentina Environment: An overview, [http: // www.pace.edu/lawschool/landuse/oversf.rtml](http://www.pace.edu/lawschool/landuse/oversf.rtml).
- Nottingham B. G., Johnson K. G., Pelton M. R. 1989. Evaluation of scent-station survey to monitor raccoon density. *Wildlife Society Bulletin* 17(1): 29-35.

- Novaro A. 1991. Feeding ecology and abundance of a harvested population of culpeo fox (*Dusicyon culpaeus*) in Patagonia. M.S. Thesis. University of Florida. Gainesville. 103 pág.
- Novaro A. 1993. Culpeo foxes in Patagonia. *Canid News* 1: 15-17.
- Novaro A. 1997. Source-sink dynamics induced by hunting: case study of culpeo foxes on rangelands in Patagonia, Argentina. Ph D Thesis. University of Florida. Gainesville. 212 pág.
- Novaro A., Funes M. (Eds). 1999. IV Reunión Regional de Manejo de Poblaciones de Zorros. CEAN. Neuquén. 13 pág.
- Novaro A. J., Funes M. C., Rambeaud C., Monsalvo O. 2000. Calibración del índice de estaciones odoríferas para estimar poblaciones de zorro colorado (*Dusicyon culpaeus*) en Patagonia. *Mastozoología Neotropical* 7(2): 81-88.
- Olsen G. H., Linhart S. B., Holmes R. A., Dasch G. J., Male C. B. 1986. Injuries to coyotes caught in padded and unpadded steel foothold traps. *Wildlife Society Bulletin* 14: 219-223.
- Otis D. L., Burnham K. P., White G. C., Anderson D. R. 1978. Statistic inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-32.
- Payne N. F. 1980. Furbearer management and trapping. *Wildlife Society Bulletin* 8: 345-348.
- Phillips R. L. 1996. Evaluation of 3 types of snares for capturing coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 24: 107-110.
- Phillips R. L., Gruver K. S., Williams E. 1996. Leg injuries to coyotes captured in three types of foothold traps. *Wildlife Society Bulletin* 24(2): 260-263.
- Phillips R. L., Mullis C. M. 1996. Expanded field testing of the No. 3 Victor Soft Catch® trap. *Wildlife Society Bulletin* 24: 128-131.

Pradella Dotto J. 1997. Estudio da dieta de *Pseudalopex gymnocercus* (Fisher 1814) y *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Mammalia, Canidae) e sua relacao com a mortalidade de cordeiros no Rio Grande do Sul. Tesis de Maestrado. Porto Alegre. 79 pág.

Proulx G., Onderka D., Kolenosky A., Cole P., Descher R., Badry M. J. 1993. Injuries and behavior of raccoons (*Procyon lotor*) captured in the soft catch and EGG® traps in simulated natural environments. *Journal of Wildlife Diseases* 29(3): 447-452.

Quinn N., Thompson J. E. 1987. Dynamics of an exploited Canada lynx population in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 51: 297-305.

Rabinovich J., Capurro A., Folgarati P., Kitzberger T., Kramer G., Novaro A. J., Puppo M., Travaini A. 1978. Estado del conocimiento de 12 especies de la fauna silvestre argentina de valor comercial. Report to the Second Argentinean Workshop on Wildlife of Commercial Value. Buenos Aires. 154 pág.

Rasmussen G. 2001. Evaluation of different techniques for capture and anesthesia of painted hunting dog. Pág. 95 En: Program and Abstracts of Canid Biology and Conservation Conference. Oxford.

Redford K., Eisenberg J. F. 1992. Mammals of the Neotropics. The Southern Cone, Volume II. Chicago University Press. Chicago. 430 pág.

Reichel J. D. 1991. Relationship among coyote food habits, prey population and habitat use. *Northwest Science* 65(3): 133-137.

Rosenberg D. K., Overton W. S., Anthony R. S. 1995. Estimation of abundance when capture probabilities are low and heterogeneous. *Journal of Management* 59(2): 252-261.

Roughton R. D., Sweeny M. W. 1982. Refinement in scent-stations methodology for assessing trend in carnivores populations. *Journal of Wildlife Management* 46(1): 217-229.

- Sahr D. P., Knowlton F. K. 2000. Evaluation for tranquilizer trap devices (TTDs) for foothold traps used to capture gray wolves. *Wildlife Society Bulletin* 28(3): 597-605.
- Sargeant. A. B., Johnson D. H., Berg W. E. 1998. Interpreting carnivores scent station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62: 1235-1245.
- Schauster E. R., Gese E. M., Kitchner A. M. 2002. An evaluation of survey methods for monitoring swift fox abundance. *Wildlife Society Bulletin* 30(2): 464-477.
- Scorolli A. 1999. Demografía y áreas de actividad de una población de caballos cimarrones en el Parque Provincial Ernesto Tornquist. Tesis de Magister en Biología. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 45pág.
- Seber G. A. F. 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 53: 249-259.
- Seber G. A. F. 1982. The estimation of animal abundances and related parameters. 2nd Edition. Macmillan Publ. Co. Inc. New York. 653 pág.
- Shivik J. A., Gruver K. S., Delibreto T. J. 2000. Preliminary evaluation of new cable restrains to capture coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 28(3): 606-613.
- Siegel S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company Inc. London. 312 pág.
- Skinner D. L., Todd A. W. 1990. Evaluating efficiency of footholding devices for coyote capture. *Wildlife Society Bulletin* 18: 166-175.
- Smallwood K. S., Schonewald C. 1998. Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 105: 329-335
- Smith L. M , Brisbin I. L., White C. 1984. An evaluation of total trap line capture as estimates of furbearer abundance. *Journal of Wildlife Management* 48: 1452-1455.
- Spraker T. R. 1993. Stress and capture miopathy in artiodactyls. Pág . 481-488 En: *Zoology and Wildlife Animal Medicine* 3th Edition (Fowler M. E. Ed.). Philadelphia.

Thomas L., Laake J. L., Strindberg S., Marques F. F. C., Buckland S. T., Borchers D. L., Anderson D. R., Burnham K. P., Hedley S. L., Pollard J. H. 2002. Distance 4.0. Release 1. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews. U.K. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

Todd A. W. 1987. A methods of prioritizing furbearer species for research and development in capture methods as applies in Canada. *Wildlife Society Bulletin* 15: 372-380.

Travaini A., Delibes M. 1994. Immobilization of free ranges red foxes (*Vulpes vulpes*) with tiletamine hydrochloride and zolazepam hydrochloride. *Journal of Wildlife Disease* 30: 589-591.

Travaini A., Ferreras P., Delibes M., Aldama J. J. 1992. Xylazine hydrochloride-ketamine hydrochloride immobilization of free-living red foxes (*Vulpes vulpes*) in Spain. *Journal of Wildlife Disease* 28: 507-509.

Travaini A., Laffitte R., Delibes M. 1996a. Leg-hold trapping red foxes (*Vulpes vulpes*) in Doñana National Park: efficiency, selectivity and injuries. *Journal of Wildlife Research* 1: 52-56.

Travaini A., Laffitte R., Delibes M. 1996b. Determining the relative abundance of European red foxes (*Vulpes vulpes*) by scent-station methodology. *Wildlife Society Bulletin* 24(3): 500-504.

Triola M. F. 2000. *Estadística Elemental*. Addison Wesley Longman , México. 824 pág.

Tulla B. F. 1984. Evaluation of padded leg-hold trap for capturing foxes and raccoons. *New York Fish and Game Journal* 31:97-103.

United States of America – European Community 1997. Agreed minute and annex: Standards for the humane trapping of specified terrestrial and semi aquatic mammals. Brussels. Belgium.

van Polanen Petel A. M., Marks C. A., Morgan D. G. 2001. Bait palatability influences the catching behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research* 28: 395-401.

- Varela R. O. 1993. Frugivoría por zorros del Chaco Serrano de Tucumán: consecuencias sobre la dispersión de plantas. Pág. 125. Resúmenes de las VIII Jornadas Argentinas de Mastozoología. San Carlos de Bariloche.
- Vila A. R., Bertonatti C. 1993. Situación ambiental de la Argentina: recomendaciones y prioridades de acción. Fundación Vida Silvestre Argentina. Boletín Técnico N° 14: 1-71.
- Vitullo A. D., Zuleta G. A. 1992. Cytogenetics and fossil record confluent evidence for speciation without chromosomal change in South American canid. *Zeitschrift fur Saugetierkunder* 57: 248-250.
- Walker R. S., Novaro A. J., Nichols J. D. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7(2): 73-80.
- Warburton B. 1982. Evaluation of seven traps models as human and catch-efficient opossum traps. *New Zealand Journal of Zoology* 9: 409-418.
- Warrick G. D., Harris C. E. 2001. Evaluation of spotlight and scent-station survey to monitor kit fox abundance. *Wildlife Society Bulletin* 29(3): 827-832.
- Williams E. S., Thorne E. T. 1996. Exertional myopathy (capture miopathy). Pág. 181-192 En: *Noninfectious Diseases of Wildlife* (Fairbrother A., Hoff L., Locke L. Eds). Iowa State Press. Ames.
- Wilson K. R., Anderson D. R. 1985. Evaluation of a density estimator based on trapping web and distance sampling theory. *Ecology* 66: 1118-1194.
- Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D. Rudran, R., Foster M. (Eds) 1996 *Measuring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington. D.C. 409 pág.
- Wilson G. J., Delahay T. J. 2001. A review of methods to estimate the abundances of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28: 151-164.

Wozencraf W. C. 1993. Orden Carnivora. Pág. 729-747 En: Mammals Species of the World. 2nd Edition (Wilson D. E., Reeder D. M. Eds.). Smithsonian Press. Washington.

Zalba S. M., Scorolli A., Fiori S. 1998. Propuesta de Plan de Manejo del Parque Provincial E. Tornquist. Bahía Blanca. 84 pág.

Zapata S. C., Funes M. C., Novaro A. J. 1997. Estimación de la edad en el zorro colorado patagónico (*Dusicyon culpaeus*). Mastozoología Neotropical 4(2): 145-150.

Zar J. H. 1999. Biostatistical Analysis 4th Edition. Prentice-Hall Inc. New Jersey. 663 pág.

Zunino G. E., Vaccaro O. B., Canevari M., Gardner L. 1995. Taxonomy of the genus *Lycalopex* (Carnivora: Canidae) in Argentina. Proceeding of Biological Society of Washington 108: 729-747.

ADDENDA

Algunos de los estudios realizados como parte de esta Tesis se comunicaron en las siguientes reuniones científicas y publicaciones:

1. **Luengos Vidal, E. M.**, Birochio D., Manfredi C., Görg G., Soler L., Casanave E. 1997. Los Carnívoros del Parque E. Tornquist: Métodos de Estudio de Campo Pág.: 15-16. En: Libro de Resúmenes Primeras Jornadas de Investigación y Extensión UNS - Parque Provincial E. Tornquist. Tornquist.
2. Lucherini M., **Luengos Vidal, E. M.**, Birochio D. 1997. Uso del Hábitat de *Conepatus chinga* y *Pseudalopex gymnocercus*: un análisis a través de los signos de presencia. Pág.: 82. En: Libro de Resúmenes XII Jornadas Argentinas de Mastozoología. Mendoza.
3. Lucherini M., **Luengos Vidal, E. M.**, Manfredi C, Birochio D., Görg G. 1998. Uso y selección de refugios por los carnívoros de la Sierra de La Ventana. Pág.106. En: Libro de Resúmenes XII Jornadas Argentinas de Mastozoología. Iguazú.
4. **Luengos Vidal, E. M.**, Birochio D., Lucherini M., Casanave E., Marull C. 1999. El trampeo como herramienta en el manejo y el estudio del zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*). Pág. 155-156. En: Libro de Resúmenes de IIV Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica. Asunción del Paraguay.
5. Manfredi C, Castillo D, Ciuccio M, Birochio D, **Luengos Vidal, E.**, Casanave E.B. 2000. Comparación del uso del hábitat de zorro pampa, *Pseudalopex gymnocercus* (Fisher, 1814) a través de signos de presencia. Pág. 129. En Libro de Resúmenes del IX Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados. Buenos Aires.
6. **Luengos Vidal E. M.**, Lucherini M., Casanave E.B. 2000. Inmovilización química de *Pseudalopex gymnocercus* en campo. Pág.: 76. Libro de Resúmenes. En XII Jornadas Argentinas de Mastozoología. La Plata.
7. **Luengos Vidal E**, Birochio, D.; Manfredi C., Casanave E. 2000. Los carnívoros del pastizal pampeano y su rol en la conservación. Pág. 21. En: Libro de Resúmenes de I^{ras} jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. Bahía Blanca.

8. Soler L., **Luengos Vidal E.**, Casanave E. 2000 La Mastozoología de campo: un área a explorar en el ámbito académico. Pág. 39. En: Libro de Resúmenes de II Jornadas de innovación pedagógica. Bahía Blanca. Resumen; trabajo completo en Actas. Pág: 299-304, EdiUNS.
9. Lucherini M, Birochio D., **Luengos Vidal E. M.** 2001. Ecological Niche of the Pampas fox in a Mountain Grassland of Argentina. Pág.74. En. Libro de Resúmenes del Canid Biology and Conservation Conference. Oxford.
10. **Luengos Vidal E.**, Birochio, D; Manfredi C., Lucherini M., Casanave E. 2001. Ecología trófica y actividad del zorro pampeano y del gato montés en el Parque Prov. E. Tornquist. Pág. 35. En. Libro de Resúmenes de II jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. Buenos Aires.
11. **Luengos Vidal E.**; Birochio, D.; Manfredi C., Casanave E. B. 2002. Los carnívoros del pastizal pampeano y su rol en la conservación. Pág. 547-559. En: Vaquero M (Comp.) *Territorio Economía y Medio Ambiente en el Sudoeste Bonaerense* EdiUNS.
12. Manfredi C., **Luengos Vidal E.**, Birochio D., Lucherini M., Soler L., Casanave E. 2003. La comunidad de carnívoros del pastizal serrano como eje de la conservación y valorización de los recursos naturales. Pág. 36 En: Libro de Resúmenes del I^{er} Congreso Nacional sobre manejo de Pastizales naturales. San Cristóbal, Santa Fe.
13. **Luengos Vidal E.**, Birochio D., Manfredi C., Lucherini M., Casanave E. 2003 Ecología trófica y actividad del zorro pampeano y del gato montés en el Parque Prov. E. Tornquist II jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. Pág. 127-138. Libro de Actas, EdiUNS.
14. **Luengos Vidal E.**, Lucherini M., Casanave E. 2003. An evaluation of three live traps for capturing Pampas fox. Canid News. Pág: 1-9