



Los roedores de la ciudad de Buenos Aires: un estudio orientado al control



Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área Ecología

Autor: Lic. Regino Cavia

Director de tesis: Dra. María Busch

Director asistente: Dra. Olga Virginia Suárez

Lugar de Trabajo: Laboratorio de Ecología de Poblaciones,
Depto. de Ecología Genética y Evolución,
Facultad de Ciencia Exactas y Naturales, UBA.

Buenos Aires 2006

**Los roedores de la ciudad de Buenos Aires:
un estudio orientado al control.**

Los roedores de la ciudad de Buenos Aires: un estudio orientado al control.

Resumen

El objetivo de esta tesis fue estudiar la composición y abundancia de las comunidades de roedores en distintas zonas de la Ciudad de Buenos Aires e identificar los factores ambientales que determinan la abundancia de las distintas especies. Para esto se analizaron las denuncias de roedores recibidas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires, se realizaron encuestas a vecinos sobre la presencia de roedores en 103 puntos de la ciudad y se realizaron muestreos de captura de roedores en cuatro unidades contrastantes y representativas del paisaje de la ciudad de Buenos Aires: La Reserva Ecológica Costanera Sur, Parques de la ciudad, la Villa 31 y el barrio Mataderos. La mayor abundancia de roedores se observó en la zona sur de la ciudad, en coincidencia con la ubicación de villas de emergencia e industrias, mientras que la zona noreste, donde predominan los edificios de departamento, se registraron las abundancias más bajas. El resto de la ciudad, de carácter residencial con predominio de casas, presentó abundancias intermedias. Las comunidades presentes en las distintas unidades de paisaje de la ciudad de Buenos Aires incluyeron siete especies: *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Mus domesticus*, *Cavia aperea*, *Oligoryzomys flavescens*, *Deltamys kempi* y *Calomys musculinus*. Las especies introducidas fueron las únicas capturadas en viviendas, comercios e industrias, mientras que las autóctonas fueron capturadas en espacios abiertos. La distribución de las especies respondió a un gradiente de urbanización. En el extremo más natural del gradiente dominaron las especies autóctonas *O. flavescens* y *D. kempi*, en las zonas intermedias *R. norvegicus* y *M. domesticus*, y en el extremo más urbanizado *R. rattus*.

Rodents in Buenos Aires city: an approach to their control.

Abstract

The goal of this thesis was to study the abundance and composition of rodent communities in different areas of the Buenos Aires city, and to identify the environmental factors that determine the abundance of the different species. Rodent abundance was estimated through the denouncements of rodent presence to the authorities by the city inhabitants, by surveys about rodent presence conducted in 103 points of the city and by rodent trapping in four different landscape unities of the city: Reserva Ecológica Costanera Sur, Parks, Villa 31 and Mataderos. These last samplings were also used to describe species composition. Rodent abundance was higher in the south of the city, characterized by the presence of marginal neighborhood and manufacturing plants, than in areas dominated by apartments buildings. Residential areas with family houses showed intermediate rodent abundances. Seven rodent species were found in the different landscapes studied: *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Mus domesticus*, *Cavia aperea*, *Oligoryzomys flavescens*, *Deltamys kempi* y *Calomys musculus*. Only the introduced species were captured in human dwellings, shops and industries, while sylvan rodents were found in open areas. Species composition changed according to the degree of urbanization, with sylvan species in the most “natural” areas and *R. rattus* in the most “urban” extreme.

Agradecimientos

Quiero agradecer especialmente a mis directoras María Busch y Olga V. Suárez por tomar la posta que les dejaron sin preguntar y por compartir su conocimiento conmigo, por sus críticas que contribuyeron a mejorar este trabajo y también por las discusiones que se generaron, por su esfuerzo y por el tiempo compartido.

A Isabel Gómez Villafaña, por su lectura crítica y apoyo en la edición final de la tesis, pero especialmente por ayudarme a encontrar el rumbo cuando nada parecía tener sentido.

A Diego Martínez por la confianza depositada en este proyecto.

También a todos los docentes e investigadores ex Departamento de Ciencias Biológicas a los que fui a molestar por diversos motivos y siempre encontré alguien que compartió su conocimiento conmigo, lo que me enorgullece formar parte de esta comunidad científica.

Especialmente quiero agradecer Anibal Carbajo, que me enseñó todo lo que quise saber sobre GIS y los Modelos Lineales Generalizados, me proveyó de bibliografía, bases de datos, etc.

A Gerardo Cueto, al que moleste infinidad de veces con dudas estadísticas y compartimos gran parte del tiempo en el laboratorio.

A Silvia Fisher que me ayudó a encontrar el rumbo sobre los Análisis de Componentes Principales.

A Nora Madanes que me enseñó las técnicas de muestreo de la vegetación, me ayudó con la determinación de las plantas coleccionadas y con la presentación de las tablas de vegetación. También la Patricia Hoc y María Busch me ayudaron con la determinación de las plantas coleccionadas.

A los becarios del proyecto que me ayudaron con las tareas de campo (compartiendo innumerables “aventuras”) y la carga y corrección de las bases de datos: Analía Andrade, Soledad Fernández, Carina Herculini, Emiliano Muschetto, Pablo Teta, Martín Zamero. También recibí ayuda en el campo de Olga V. Suárez, Gerardo Cueto, Silvia Fisher y Alejandro Dománico.

A mis todos compañeros en la docencia de los que aprendí enormemente, especialmente Patricia Kandus y Silvina Menumarque.

A todos los vecinos de la Villa 31 y el barrio Mataderos que colaboraron con este trabajo. A los que nos miraban con asombro y a los que nos trataban como locos. También a todas las personas que interrumpimos su andar tranquilo con preguntas sobre si tienen ratas o lauchas en su casa.

Quiero agradecer también a Haydeé Karszenbaum que me facilitó la base de datos de las clases de cobertura de la ciudad de Buenos Aires.

Este proyecto fue financiado por El Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires y la Universidad de Buenos Aires. La Universidad de Buenos Aires primero y el CONICET después me otorgaron becas para el desarrollo de este estudio.

A la memoria de

mi abuelo Eduardo Félix Rouquaud
(11/2/1922 – 4/11/2003),

y

mi director original e ideólogo de todo
esto Fernando Osvaldo Kravetz
(14-5-1944 – 11/3/2003).

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN	1
I.1. Introducción general	1
I.2. Área de estudio y los roedores	6
I.4. Objetivo general	7
I.5. Objetivos particulares	8
 CAPÍTULO II: TÉCNICAS DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA PARA ESTUDIOS ECOLÓGICOS DE ROEDORES EN AMBIENTES URBANOS	 9
II.1. Introducción	9
II.2. Evaluación de métodos de estimación de abundancia de roedores, experiencias piloto	12
II.2.1. Materiales y Métodos	12
II.2.2. Resultados	15
II.3. Comparación entre el recuento de ejemplares activos y el uso de cebaderos en la detección de cambios en la abundancia	15
II.3.1. Materiales y Métodos	15
II.3.2. Resultados	17
II.4. Comparación del uso de estacas y cebaderos	17
II.4.1. Materiales y métodos	18
II.4.2. Resultados	19
II.5. Evaluación del uso de cebaderos como estimador de abundancia relativa en un ambiente natural	20
II.5.1. Materiales y métodos	20
II.5.2. Resultados	21
II.6. Evaluación del uso de cebaderos y de encuestas sobre la presencia de roedores como estimadores de abundancia relativa en ambientes residenciales	22
II.6.1. Materiales y Métodos	22
II.6.2. Resultados	25
II.7. Discusión	32
 II.8. Desarrollo de una clave taxonómica para la identificación de distintas especies de micro roedores de la ciudad de Buenos Aires, a partir de la caracterización de sus pelos	 35
II.8.1. Introducción	35
Objetivo	36
II.8.2. Materiales y Métodos	36
II.8.3. Resultados	38
II.8.4. Clave para la identificación de distintas especies de microroedores del centro de la provincia de Buenos Aires a partir de características morfológicas y morfométricas(*) de sus pelos.	44
II.8.5. Discusión.	46

CAPÍTULO III: INFESTACIÓN DE ROEDORES EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES, ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN EN EL TIEMPO, ESPACIO Y POSIBLES CAUSAS.	49
.....	
III.1. Introducción	49
III.2. Materiales y métodos	49
III.2.1. Denuncias de roedores	49
III.2. Resultados	70
III.2.1. Denuncias recibidas	70
III.2.2. Encuesta sobre roedores	75
III.4. Discusión	87
 CAPÍTULO IV: COMUNIDADES DE ROEDORES DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES	 91
.....	
IV.1. Introducción	91
IV.2. Reserva Ecológica Costanera Sur	94
IV.2.1. Materiales y Métodos	94
IV.2.2. Resultados	99
Muestreo piloto.....	99
Muestreos estacionales	99
IV.3. Parques de la ciudad de Buenos Aires	116
IV.3.1. Materiales y Métodos	117
IV.3.2. Resultados	118
IV.4. Villa 31	120
IV.4.1. Materiales y Métodos	120
IV.4.2. Resultados	125
IV.5. Barrio Mataderos	135
IV.5.1. Materiales y métodos	136
Muestreo piloto.....	136
Muestreos estacionales	137
IV.5.2. Resultados	138
Muestreo piloto.....	138
Muestreos estacionales	139
IV.6. Comparación de las comunidades en los distintos ambientes	148
IV.6.1. Materiales y métodos	148
IV.6.2. Resultados	154
 CAPÍTULO V: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES	 167
.....	
ANEXOS	173
BIBLIOGRAFÍA	195

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN

I.1. Introducción general

La transformación de los sistemas naturales y seminaturales hacia sistemas urbanos es un proceso gradual pero irreversible a corto plazo (Matteucci et al., 1999; Morello et al., 2000). Este proceso produce la disminución o desaparición de la capacidad de producir recursos naturales y brindar servicios ecológicos, tales como la absorción de dióxido de carbono, la conversión de energía solar en energía química (el alimento), el reciclaje de nutrientes, la regulación de las poblaciones animales y vegetales previniendo la erupción de especies plagas, la regulación del ciclo del agua y la formación del suelo, etc. (Morello et al., 1998).

Por esto, desde un enfoque ecológico, las ciudades se caracterizan por ser sistemas en los cuales se consume más energía de la que se produce, siendo gran parte de los insumos (como alimentos, combustibles, agua, etc.) abastecidos desde otras regiones. En consecuencia, el espacio ecológico ocupado por las ciudades es varias veces más grande que el que ocupan efectivamente. Este espacio funcional, extenso y fragmentado, y que comprende el área total de tierras productivas y cuerpos de agua que son requeridos permanentemente para producir todos los recursos consumidos y asimilar todos los residuos producidos por la ciudad es conocido como huella ecológica (Reeds, 1996 citado en Matteucci et al., 1999). Por ejemplo, para la ciudad de Londres, la huella ecológica necesaria para abastecer de los productos requeridos de

forestación, alimento y asimilación de CO₂ es 120 veces más grande que la propia ciudad (Matteucci et al., 1999). Entre las principales características de las ciudades como sistemas ecológicos están la baja productividad biológica debida a la escasa cobertura vegetal, el empobrecimiento en la biodiversidad, la desaparición de representantes de la fauna y flora autóctona, y el aumento de especies introducidas; de las cuales algunas se convierten en plagas urbanas, como roedores, palomas, gorriones, cucarachas, hormigas, etc. En las ciudades circula una gran cantidad de alimentos y desperdicios, por ejemplo en una ciudad de un millón de personas en Estados Unidos entran diariamente 1,8 millones de kg de alimento; mientras que salen del sistema diariamente 8,6 millones de kg de desechos (Miller, 1994 citado en Dadon et al., 2005). Los alimentos que ingresan están un tiempo almacenados en la ciudad antes de ser consumidos, y los desechos no salen de ésta apenas son producidos, por lo que existe una gran disponibilidad de recursos que favorecen el desarrollo de especies plagas.

El ciclo del agua se ve alterado por la gran proporción de superficie impermeabilizada por las construcciones y el pavimento, que impiden la normal infiltración y el escurrimiento generando problemas de inundaciones en las zonas más bajas (Dadon et al., 2005; Morello et al., 2000; Nabel y Pereyra, 2002). Por otro lado, el constante mantenimiento de la vegetación en las áreas verdes urbanas interrumpe los procesos de sucesión ecológica, afectando el ciclo de

nutrientes, y además requiere de la inversión de mucha energía externa para mantener los sistemas parquizados (Dadon et al., 2005).

La ciudad de Buenos Aires comparte con otras ciudades de países en desarrollo la característica de ser un gran aglomerado, siendo la décimo quinta aglomeración más poblada del mundo (Dadon et al., 2005). Está implantada en la subregión Pampa Ondulada, donde dominaba una comunidad vegetal típica, “el pastizal pampeano” (Cabrera, 1994; Nabel y Pereyra, 2002). En la franja costera había ambientes típicos del límite austral del Delta del Paraná como los bosques ribereños de alisos (*Tessaria integrifolia*), de ceibo (*Erythrina crista-galli*), talaes y algarrobales (*Celtis tala*, *Prosopis alba*) y lecherones (*Sapium haetospermum*) (Cabrera, 1994; Matteucci et al., 1999; Nabel y Pereyra, 2002). El pastizal pampeano fue originalmente utilizado para la cría de ganado y posteriormente fue reemplazado en gran parte por agroecosistemas con predominio de agricultura. La ciudad creció afectando tanto a los agroecosistemas, como a los bosques ribereños (Matteucci et al., 1999). Ya durante la fundación de la ciudad de Buenos Aires las demandas de madera para la construcción hicieron desaparecer los bosques cercanos a la ciudad (Dadon et al., 2005).

En la actualidad la mayor cantidad de la superficie de la ciudad de Buenos Aires se encuentra construida, y muchas de las funciones ecológicas han desaparecido (Morello et al., 2000). La matriz del paisaje de la ciudad está formada por construcciones como casas, edificios

de departamentos, comercios, industrias, edificios públicos, etc. Además, la ciudad presenta una variedad de otros ambientes como plazas, parques, espacios verdes sin uso definido, autopistas, terraplenes ferroviarios, villas de emergencia, la costa del Río de la Plata, arroyos, lagunas artificiales, bajos, etc.; lo que genera una gran heterogeneidad en su paisaje (Nabel y Pereyra, 2002). La velocidad de transformación de los sistemas naturales en el sistema urbano de Buenos Aires fue variable, con una fase inicial lenta (entre 1869 y 1947), una fase de crecimiento rápido (entre 1947 a 1970) y un descenso en la fase final (1970 a 1991). Según Morello et al. (1998) este crecimiento se dio en forma “fúngica” (desde un punto central y creciendo principalmente radialmente en varias direcciones) en detrimento de los agroecosistemas pampeanos y costeros, y continuamente siguen apareciendo nuevas perforaciones en el paisaje. Sin embargo, no se ha producido hasta el momento una fragmentación del agroecosistema (Morello et al., 1998).

Los cambios más significativos asociados al desarrollo urbano que generan una situación favorable para los roedores plagas son la disminución de depredadores especializados (carnívoros, rapaces y serpientes), y el aumento de fuentes de alimento y refugios (Ieraldi y Cristaldi, 1995). La asociación de los roedores con los lugares de trabajo y las viviendas humanas ocurre posiblemente desde que el hombre comenzó a vivir en sitios permanentes (Anónimo, 1997; Panagiotakopulu, 2004). En los escritos de varias culturas antiguas aparecen los roedores casi siempre citados como plagas, indicando que desde

los tiempos más remotos representaban un problema para las personas (Coto, 1997). El escrito más antiguo referido a roedores se encontró en Nippur, Antigua Babilonia (1750 A.C.) y se trata de indicaciones detalladas sobre medidas de control para roedores (Coto, 1997). También en el Papyrus Ebbers (Egipto, 1550 A.C.) se detalla una preparación para ahuyentar a los roedores, ¿será el primer “rodenticida” descrito? En 1320 A.C. aparece el primer registro de una epidemia de peste producida por *Rattus rattus* que afectó a los filisteos. Pero el hecho más representativo en la historia del hombre y los roedores fue la pandemia ocurrida en Europa entre los años 1347 y 1352 donde más de 60 millones de personas murieron a causa de la peste negra (más de la mitad de la población del mundo conocido). Aunque las razones que desataron esta pandemia no están claras, se propone que, además de la presencia de *R. rattus*, se debió a la falta de higiene personal y del medio urbano en ese momento, sumado al hacinamiento de la población (Coto, 1997).

Las especies autóctonas de una región pueden alcanzar niveles de plagas afectando principalmente los agroecosistemas (Brown et al., 2003a; Brown et al., 2003b; González-Romero, 1991; Jacob et al., 2003; Kravetz, 1991; Quintanilla et al., 1973), mientras que las especies introducidas alcanzan niveles de plaga tanto en los agroecosistemas (Pech et al., 1999; Quintanilla et al., 1973; Ylönen et al., 2003) como en los sistemas urbanos (Colvin y Jackson, 1999a; Jackson, 1998). Las especies de roedores que han acompañado al hombre en su expansión territorial, siendo introducidas en los cinco continentes, son

R. rattus, *R. norvegicus* y *Mus domesticus* (este último presente en América, África y Australia, mientras que *Mus musculus* ocupa los otros continentes) (Jackson, 1998; Polop et al., 2003). Sin embargo, estas especies también se encuentran en ambientes naturales sin ninguna relación con la actividad humana, generando a su vez problemas para la fauna y flora autóctona del lugar, ya que compiten por el alimento, consumen meristemas y cortezas de árboles y arbustos, depredan pichones o huevos de aves y reptiles, etc. Los roedores plagas producen importantes pérdidas económicas ya que pueden ocasionar daños en edificios, generar incendios o cortocircuitos, provocar pérdidas de gas y consumir o contaminar alimentos comerciales (Anónimo, 1997; Drummond, 2001). Aunque existen pocas estimaciones de pérdidas producidas por roedores, las cifras que se conocen resultan alarmantes; por ejemplo en Indonesia se pierden anualmente por roedores cantidades de arroz que permitirían alimentar 25 millones de personas durante un año (Singleton et al., 1999). Adicionalmente, los roedores son transmisores de numerosos patógenos que pueden generar enfermedades en el hombre y sus animales domésticos (Acha, 1986; Calderón, 2003). Singleton et al. (1999) se refieren a los roedores como un viejo problema sin resolver, y plantean que las principales dificultades para su control se deben a la falta de conocimiento sólido sobre la biología, el comportamiento y el uso del hábitat de las especies que producen los daños. Esto es producto del bajo número de experiencias realizadas a campo, y a la falta de estudios a escalas espaciales y temporales apropiadas.

Son pocos los estudios sobre la ecología de los roedores realizados en ciudades, comparados con el número de experiencias realizadas con el objetivo de delinear programas eficaces de control. Paradójicamente, está ampliamente aceptado que para delinear los programas es necesario un conocimiento acabado de la ecología de las especies plaga. Los primeros trabajos se realizaron en Baltimore, donde fue obtenida importante información sobre la ecología de roedores (Davis, 1951a; Davis, 1951b; Davis, 1951c) que permitió sentar las pautas para un programa de manejo que incluyó medidas sanitarias del medio, pero que luego fue abandonado (Davis, 1977). Este programa sirvió de modelo para otras ciudades norteamericanas, como el modelo Boston (Colvin y Jackson, 1999b). En Hungría, una descripción de los sitios donde fue capturada *R. norvegicus* permitió determinar que esta especie prefiere ocupar casas con patio delantero o con jardín, mientras que entre las industrias fue más frecuente en las no alimenticias. En la ciudad de Manchester se determinó que la presencia de *R. norvegicus* y *M. domesticus* en las viviendas puede ser predicho a partir de modelos que incluyen variables estructurales generales, características estructurales externas, internas o del entorno del barrio, siendo el modelo que incluye el primer grupo de características el que mejor predice la presencia de estos roedores (Murphy y Marshall, 2003). Traweger y Slotta-Bachmayr (2005) generaron un modelo conceptual para determinar áreas con distinta abundancia potencial de *R. norvegicus* en la ciudad de Salzburgo, utilizando como variables predictivas la distancia a las bocas de tormenta, el tipo de viviendas (edificios, casas,

etc), la edad de los edificios, la presencia de canales, etc. Al validar el modelo con datos de campo obtuvieron una buena correspondencia entre los valores predichos y los observados. A lo largo del río Timber, Roma, la mayor abundancia de ratas estuvo asociada a la presencia de tributarios contaminados, deficiencia en la estructura edilicia o la presencia de edificios abandonados y de espacios verdes, entre otras características (Ieradi et al., 1996).

En Argentina, los roedores *R. norvegicus*, *R. rattus* y *M. domesticus* fueron introducidos en la época colonial. Hay evidencias de que los primeros *R. rattus* y *M. domesticus* llegaron en los barcos con Pedro de Mendoza en la primer fundación de Buenos Aires, mientras que la introducción de *R. norvegicus* fue más reciente (Bilenca et al., en prensa). En la actualidad, estas especies ocupan ambientes urbanos, agroecosistemas y ambientes naturales (Bilenca et al., en prensa).

Aunque para Argentina existen estimaciones de las pérdidas producidas por roedores a escala local (Bilenca y Kravetz, 1995), no existen estimaciones al nivel de todo el país (Kravetz, 1991). Debido a la alta incidencia de la Fiebre Hemorrágica Argentina, cuyo reservorio es *Calomys musculinus* (Carballal, 1982), en contraste con la escasez de estudios acerca de daños económicos, se han realizados numerosos estudios acerca de las enfermedades transmitidas por roedores y qué especies están involucradas. Además de *C. musculinus*, entre los roedores autóctonos que tienen importancia sanitaria se encuentran *Oligoryzomys longicaudatus* y *O.*

flavescens por ser reservorios del hantavirus responsable del Síndrome Pulmonar por Hantavirus (Enria et al., 1996; Martínez et al., 2001). Entre las especies introducidas se han encontrado ejemplares de *Rattus* spp. infectados con los patógenos responsables del Síndrome Renal por Hantavirus, Leptospirosis, Salmonellosis y Triquinosis, y en *Mus domesticus* los de la Coriomeningitis Linfocitaria (Arango et al., 2001; Castillo et al., 2003; Enria et al., 1996; López et al., 1996; Sabattini y Contigiani, 1982; Seijo et al., 2002; Seijo et al., 2003; Weissenbacher et al., 1985; Weissenbacher et al., 1990). Esta asociación de los roedores con la epidemiología de diferentes enfermedades, de las que actúan como transmisores y/o reservorios, se ve favorecida porque constituyen el grupo más numeroso dentro de los mamíferos y por su capacidad de colonizar exitosamente los hábitats generados por el hombre.

En años recientes se desarrollaron trabajos que se enfocaron en la ecología de roedores en ambientes periurbanos de los agroecosistemas pampeanos (Gómez Villafañe, 2003; Gómez Villafañe et al., 2001; Gómez Villafañe et al., 2003; Miño et al., 2001). Sin embargo, son escasos los trabajos sobre la ecología de roedores en ambientes urbanos, como los realizados en la ciudad de Río Cuarto (Castillo et al., 2003), donde se estudiaron las comunidades de roedores en la costa de un arroyo, en grandes espacios vacantes, en terrenos baldíos, en un terraplén ferroviario y en un basurero, y se registraron especies autóctonas (*C. musculinus*, *Akodon azarae* y *A. dolores*) en cuatro de esos ambientes urbanos, mientras que *M. domesticus* y *R. rattus* fueron

capturados en todos los ambientes, siendo la primer especie dominante en cuatro de los cinco ambientes. Entre los antecedentes de estudios de roedores en la ciudad de Buenos Aires podemos citar los trabajos de Massoia y Fornes (1967) en zonas costeras, en el centro, en Almagro y en los bajos de Flores, y el de Pearson (1967) en los campos de Núñez. Más recientemente, Coto (2001), estudió 18 lugares en distintas zonas de la ciudad de Buenos Aires, determinando que el 78,17% de los animales capturados correspondieron a *R. norvegicus* y el 21,83% a *R. rattus*. En este estudio se determinó que los sitios con mayor abundancia de *Rattus* spp fueron la Costanera Norte, Villa Soldati-Villa Riachuelo, Mataderos, Boca-Barracas, Puerto Buenos Aires, Puerto Madero y los terraplenes ferroviarios.

La presencia de las distintas especies de roedores en una ciudad trae aparejados riesgos para la salud pública. En 1982 se observó que alrededor del 10% de las ratas del puerto de Buenos Aires presentaban serología positiva para el Hantavirus tipo Seúl, que produce el Síndrome Renal por Hantavirus (Maiztegui et al., 1983), mientras que este valor fue aún mayor (31%, N=29) en roedores capturados en la Villa 20 (Seijo et al., 2003). De acuerdo a otros estudios, entre el 25% y el 40% de las ratas capturadas en Buenos Aires y más del 50% de los *R. norvegicus* capturados en San Isidro tenían anticuerpos contra la bacteria *Leptospira* spp. (Arango et al., 2001; Seijo et al., 2002). Otras especies citadas para la ciudad de Buenos Aires (Massoia y Fornes, 1967) y que están involucradas en la transmisión de enfermedades son *O. flavescens* y *C. musculinus*.

En la región pampeana los pequeños roedores muestran ciclos anuales de abundancia. La época de reproducción comienza en primavera (septiembre) y termina en otoño (abril-mayo). La densidad poblacional de cada especie es mínima en primavera, se incrementa durante el verano y llega a un máximo entre el otoño temprano y el invierno tardío, para luego decrecer abruptamente a mediados o fines del invierno. Estos roedores presentan una longevidad ecológica breve (7 a 12 meses en la naturaleza), de manera que existiría una renovación de las poblaciones cada año. La dinámica de estas especies en agroecosistemas y ambientes silvestres está determinada en gran medida por la fluctuación estacional de las condiciones climáticas, que a su vez afecta la disponibilidad de recursos. En los ambientes urbanos estas fluctuaciones en densidad podrían no producirse, debido a que la disponibilidad de recursos requeridos para su supervivencia y reproducción no es estacional, aunque *M. domesticus* mostró ciclos estacionales en ambientes urbanos de la ciudad de Río Cuarto (Castillo et al., 2003).

Uno de los problemas para realizar estudios de roedores en ciudades es que una gran proporción de la superficie es privada, dificultando el acceso a los distintos sitios de la ciudad. Además, los métodos tradicionales para el estudio de roedores son difíciles de aplicar en algunos ambientes de las ciudades por el riesgo a que las trampas sean robadas, o porque pueden representar un elemento peligroso para las personas. Seguramente, estas sean las razones por las que son escasos los estudios sobre roedores en las ciudades de Argentina y otros países.

I.2. Área de estudio y los roedores

La ciudad de Buenos Aires está ubicada a orillas del Río de la Plata en los 34° 37' de latitud sur y en los 58° 24' longitud oeste. Tiene una superficie aproximada de 200 Km². Es la capital y la ciudad más poblada del país con 2.776.138 habitantes representando el 9,09% de la población del país (INDEC, 2001). Su clima es templado con temperaturas medias anuales de 17,4°C y una amplitud de 13,2°C. Las precipitaciones están bien distribuidas a lo largo del año y rondan los 1076 mm anuales (IGM, 1998).

La ciudad se ubica en el distrito zoogeográfico Pampásico (Ringuelet, 1955) y entre los roedores autóctonos que se encuentran citados están *Cavia aperea*, *C. musculinus*, *A. azarae*, *C. laucha* y *O. flavescens* (Massoia y Fornes, 1967). Además, teniendo en cuenta la distribución geográfica podrían estar también presentes *Holochilus brasiliensis*, *Scapteromys aquaticus*, *Oxymycterus rufus*, *O. delticola* y *Deltamys kempfi* (Gómez Villafañe et al., 2005). Entre las especies introducidas se han capturado en la ciudad a *R. norvegicus*, *R. rattus* y *M. domesticus* (Coto, 2001; Massoia y Fornes, 1967; Seijo et al., 2003), Anexo 1.

I.3. Preguntas que impulsaron este trabajo

Este trabajo surgió a partir de la necesidad de contar con información básica en cuanto a la composición específica y a la ecología de los roedores que habitan la ciudad de Buenos Aires que pueda ser utilizada en la implementación de

medidas de control. De acuerdo a los antecedentes existentes para esta ciudad, de otras ciudades del país y de otras ciudades del mundo, nos planteamos dos preguntas principales:

1- ¿Qué zonas de la ciudad de Buenos Aires tienen mayores abundancias de roedores? ¿Con qué variables ambientales se relacionan estas mayores abundancias? Esta pregunta se intenta contestar en el capítulo III.

2- ¿Cuáles son las especies que se encuentran actualmente en la ciudad de Buenos Aires? ¿Cuál es su relación con las características ambientales? Este aspecto se desarrollará en el capítulo IV.

De acuerdo a los antecedentes planteados, se esperaba:

- Una asociación positiva entre la abundancia de roedores y la densidad de personas
- Una asociación positiva entre la abundancia de roedores y la actividad industrial y comercial.
- Una asociación positiva entre la abundancia de roedores y la superficie ocupada por espacios verdes.

Respecto a la segunda pregunta, se esperaba:

- Que las especies silvestres estén presentes en espacios abiertos, como los parques y reservas urbanas, y que las especies más probables de encontrar serían: *C. laucha*, *C. musculus*, *A. azarae*, *O. flavescens* y *C. aperea*,
- Que en los ambientes residenciales se encontrarían las especies de roedores

introducidos: *M. domesticus*, *R. norvegicus* y *R. rattus*.

Para poder responder estas preguntas, fue necesario evaluar en primer lugar la utilidad de distintas técnicas alternativas para la estimación de abundancia de roedores en la ciudad de Buenos Aires, por lo que se nos planteó una tercer pregunta:

3- ¿Cuáles son las mejores técnicas de estimación de abundancia aplicables en distintos ambientes urbanos de la ciudad? Este tema se trata en el capítulo II.

Para esta pregunta no teníamos una respuesta preconcebida, ya que la bibliografía es abundante y existen diversas opiniones.

En función de estas preguntas nos planteamos los objetivos y la metodología de trabajo. Por supuesto que otras preguntas se nos ocurrieron en el camino, pero ¿para qué mencionarlas ahora?

I.4. Objetivo general

El objetivo general de este trabajo es estudiar la abundancia y composición de las comunidades de roedores en distintas zonas de la Ciudad de Buenos Aires e identificar los factores ambientales que determinan la abundancia de las distintas especies, con el fin de aportar información para el diseño de medidas de control, conservación o prevención de enfermedades.

I.5. Objetivos particulares

1- Poner a prueba distintas técnicas para la estimación de abundancia de roedores en ambientes urbanos.

2- Estudiar las variaciones espaciales y temporales de la abundancia de roedores en la ciudad de Buenos Aires, y su relación con las características del ambiente a escala de toda la ciudad.

3- Describir las comunidades de roedores presentes en distintas unidades de paisaje de la ciudad, y su relación con las variables ambientales.

- Acha, N. P. (1986).** *Zoonosis y enfermedades transmitibles al hombre y a los animales*. Washington: Organización Panamericana de la Salud. págs.
- Anónimo. (1997).** *Mechanical rodent proofing techniques. A training guide for National Park Service Employees*. Washington, D.C. 20013-7127: U.S. Department Interior National Park Service. 54 págs.
- Arango, J., Cittadino, E., Agostini, A., de Mazzone, G. D., Alvarez, C., Colusi, M., Koval, A., Cabrera Britos, A., y Kravetz, F. O. (2001).** Prevalencia de leptospirosis en *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus* en el Gran Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 11: 25-30.
- Bilenca, D. N., Busch, M., Gómez Villafañe, I. E., Miño, M. H., Pardiñas, U. F. J., Podestá, D., y Suárez, O. V. (en prensa).** *Roedores murinos introducidos: ratas (Rattus norvegicus y Rattus rattus) y ratones (Mus domesticus)*. Buenos Aires. págs.
- Bilenca, D. N., y Kravetz, F. O. (1995).** Daños a maíz por roedores en la Región Pampeana (Argentina), y un Plan para su Control. *Vida Silvestre Neotropical (Costa Rica)*, 4: 51-57.
- Brown, P. R., Davies, M. J., Croft, J. D., y Singleton, G. R. (2003a).** Impact of farm management practices on house mouse populations and crops in an irrigated farming system. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research.
- Brown, P. R., Nguyen, P. T., Singleton, G. R., Nguyen, V. T., Tran, Q. T., y Le, T. H. (2003b).** Impact of village-level rodent control practices on rodent populations and rice crops in Vietnam. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research.
- Cabrera, A. L. (1994).** *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. (Vol. Tomo II, Fascículo 1.). Buenos Aires: Editorial Acme S.A.C.I. págs.
- Calderón, G. (2003).** Zoonosis transmitidas por roedores. En *Manual de control de roedores en municipios* (Vol. 4, pp. 47-56). Buenos Aires: Fundación Mundo Sano.
- Carballal, G. (1982).** Últimos adelantos en Fiebre Hemorrágica Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 42: 693-697.
- Castillo, E., Priotto, J., Ambrosio, A. M., Provencal, M. C., Pini, N., Morales, M. A., Steinmann, A., y Polop, J. J. (2003).** Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52(3): 135-141.
- Colvin, B., y Jackson, W. (1999a).** Programas de control de roedores urbanos para el siglo 21. *Biología y manejo de roedores urbanos y periurbanos*.
- Colvin, B. A., y Jackson, W. B. (1999b).** Urban rodent control programs for the 21st century. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, H. Leirs y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (pp. 243-258). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Coto, H. (1997).** *Biología y control de ratas sinantrópicas*. Buenos Aires: Editorial Abierta. 207 págs.
- Coto, H. (2001).** *Determinación de áreas de riesgo con la presencia de roedores en la ciudad Autónoma de Buenos Aires*. Maestría, Universidad de San Martín, Buenos Aires. 6 págs.
- Dadon, J. R., Rodríguez, M. C., Ambas, A., y Busch, M. (2005).** *Ecología y ciudad. El entorno modelado por el hombre*. Buenos Aires: Aula taller. 69 págs.
- Davis, D. E. (1951a).** A comparison of reproductive potential of two rat populations. *Ecology*, 32: 469-475.
- Davis, D. E. (1951b).** The relation between level of population and size and sex of norway rats. *Ecology*, 32: 459-461.

- Davis, D. E. (1951c).** The relation between the level of population and the prevalence of leptospira, salmonella, and capillaria in norway rats. *Ecology*, 32: 465-468.
- Davis, D. E. (1977).** Advances in rodent control. En *Zeitschrift fur Angewandte Zoologie* (pp. 193-211). Berlin: Duncker & Humblot.
- Drummond, D. C. (2001).** Rodents and Biodeterioration. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 48(1): 105-111.
- Enria, D., Padula, P., Segura, E. L., Pini, N., Edelstein, A., Posse, C. R., y Weissenbacher, M. C. (1996).** Hantavirus Pulmonary Syndrome in Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 56: 709-711.
- Gómez Villafañe, I. E. (2003).** *Estudios de la ecología y epidemiología de Rattus spp. en un ambiente urbano y granjas avícolas del partido de Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, Argentina.* Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 103 págs.
- Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D., Cavia, R., Miño, M. H., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001).** Environmental factors associated with rodent infestations in Argentine poultry farms. *British Poultry Science*, 42(3): 300-307.
- Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D. N., Cavia, R., y Busch, M. (2003).** Intra-farm variation of rodent infestations on poultry farms of central Argentina. *British Poultry Science*, 44(5): 669-673.
- Gómez Villafañe, I. E., Miño, M. H., Cavia, R., Hodara, K., Courtalón, P., Suárez, O. V., y Busch, M. (2005).** *Guía de roedores de la provincia de Buenos Aires.* Buenos Aires: LOLA. 100 págs.
- González-Romero, A. (1991).** Biología y control de los roedores plaga en la agricultura de México. En *Biología y control de roedores en América Latina: Informe de países* (pp. 1-62). Santiago de Chile: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe.
- Ieradi, L. A., Cristaldi, M., y De Angelis, R. (1996).** *Rodent pest management. Biological and anthropological aspects.* Presentado en Fifth International Conferenci Rodens and Spatium. Biodiversity and adaptation, Maroc.
- IGM. (1998).** *Atlas geográfico de la República Argentina.* Buenos Aires: Instituto Geográfico Militar. 95 págs.
- INDEC, I. N. d. E. y. C. (2001).** *Censo nacional de población y vivienda, Secretaría de Planeación:* Presidencia de la Nación, República Argentina. págs.
- Jackson, W. B. (1998).** Ecology of pest rodents in the urban environment. En R. S. Ambasht (Ed.), *Modern trends in ecology and environment* (pp. 101-113). Leiden: Blackhuys.
- Jacob, J., Sudarmaji, y Singleton, G. R. (2003).** Ecologically based management of rice-field rats on a village scale in West Java: experimental approach and assessment of habitat use. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (pp. 191-196). Camberra: ACIAR.
- Kravetz, F. O. (1991).** Biología y control de roedores plagas en Argentina. En *Biología y control de roedores en América Latina: Informe de países* (pp. 1-39). Santiago de Chile: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe.
- López, N., Padula, P., Rossi, C., Lázaro, M. E., y Franze-Fernández, M. T. (1996).** Genetic identification of a new hanta-virus causing severe pulmonary syndrome in Argentina. *Virology*, 220: 223-226.
- Maiztegui, J. I., Becker, J. L., y LeDuc, J. W. (1983).** *Actividad de virus de la fiebre hemorrágica de Corea o virusmuroide en ratas del puerto de la Ciudad de Buenos Aires.* Presentado en 28 Reunión Científica Anual de la Sociedad Argentina de Investigación Clínica, Mar del Plata.
- Martínez, V. P., Colavecchia, S., García Alay, M., Susuki, B., Tricheri, A., Busto, S., Ravinovich, R., y Padula, P. (2001).** Síndrome pulmonar por hantavirus en la Provincia de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 61: 147-156.

- Massoia, E., y Fornes, A. (1967).** Roedores recolectados en la Capital Federal (Caviidae, Cricetidae y Muridae). *IDIA*: 47-53.
- Matteucci, S. D., Morello, J., Rodriguez, A., Buzai, G. D., y Baxendale, C. A. (1999).** El crecimiento de la metrópoli y los cambios de biodiversidad: el caso de Buenos Aires. En *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica* (Vol. 24, pp. 549-580). Buenos Aires: EUDEBA.
- Miño, M. H., Cavia, R., Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001).** Estructura y diversidad de dos comunidades de pequeños roedores en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*, 72: 67-75.
- Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Rodriguez, A. F., Matteucci, S. D., Godagnone, R. E., y Casas, R. R. (2000).** Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12: 119-131.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., y Rodriguez, A. F. (1998).** Aplicaciones de la tecnología SIG para el análisis del soporte biofísico en áreas metropolitanas como herramienta de planificación. El caso de Buenos Aires. En S. D. Matteucci y G. D. Buzai (Eds.), *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial* (Vol. 21, pp. 409-423). Buenos Aires: EUDEBA.
- Murphy, R. G., y Marshall, P. A. (2003).** Factors influencing the occurrence of rodent infestations in an inner city area of Manchester. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (pp. 469-472). Canberra: ACIAR.
- Nabel, P. E., y Pereyra, F. X. (2002).** *El paisaje natural bajo las calles de Buenos Aires*. Buenos Aires: Museo Argentino de Ciencias Naturales. págs.
- Panagiotakopulu, E. (2004).** Pharaonic Egypt and the origins of plague. *J Biogeography*, 31(2): 269-275.
- Pearson, O. P. (1967).** La estructura por edades y la dinámica reproductiva en una población de ratones de campo, *Akodon azarae*. *Physis (Buenos Aires)*, XXVII(74): 53-58.
- Pech, R. P., Hood, G. H., Singleton, G. R., Salmon, E., Forrester, R. I., y Brown, P. R. (1999).** En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (pp. 81-112). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Polop, J., Priotto, J., Steinmann, A., Provencal, C., Castillo, E., Calderón, G., Enría, D., Sabbatini, M. S., y Coto, H. (2003).** *Manual de control de roedores en municipios*. Buenos Aires: Fundación Mundo Sano. 96 págs.
- Quintanilla, R. H., Rizzo, H. F., y Fraga, C. P. (1973).** *Roedores perjudiciales para el agro en la República Argentina*. Buenos Aires: EUDEBA. 110 págs.
- Ringuelet, R. A. (1955).** Panorama zoogeográfico de la provincia de Buenos Aires. *Notas del Museo Facultad de Ciencias Naturales y Universidad Nacional La Plata*, XVII, *Zoología*(156): 1-15.
- Sabbatini, M. S., y Contigiani, M. S. (1982).** Ecological and Biological factors influencing the maintenance of arenavirus in nature with special reference to the agent of argentinean haemorrhagic fever. *Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro*: 251:262.
- Seijo, A., Coto, H., San Juan, J., Videla, J., Deodato, B., Cernigoi, B., Garcia Messina, O., de Bassadoni, D., Schtirbu, R., Olenchuk, A., Dorta de Mazzonelli, G., y Parma, A. (2002).** Lethal Leptosplial Pulmonary Hemorrhage: An emerging disease in Buenos Aires, Argentina. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9): 1004-1005.
- Seijo, A., Enría, D., Levis, S., Pini, N., Coto, H., Deodato, B., Cernigoi, B., y de Bassadoni, D. (2003).** Estudio de hantavirus Seoul, en una población de humanos y roedores de un asentamiento precario de la Ciudad de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 63: 193-196.

- Singleton, G. R., Leirs, H., Hinds, L. A., y Zhang, Z. (1999).** Ecologically-based management of rodent pests - Re-evaluating our approach to an old problem. En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (pp. 17-29). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Traweger, D., y Slotta-Bachmayr, L. (2005).** Introducing GIS-modelling into the management of a brown rat (*Rattus norvegicus* Berk.) (Mamm. Rodentia Muridae) population in an urban habitat. *Journal of Pest Science*, 78(1): 17-24.
- Weissenbacher, M. C., Callelo, M. A., Carballal, G., Planes, N., de la Vega, M. T., y Kravetz, F. O. (1985).** Actividad del Virus Junin en humanos y roedores de áreas no endémicas de la provincia de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 45: 263-268.
- Weissenbacher, M. C., Merani, M. S., Hodara, V. L., de Villafañe, G., Gajdusek, D. C., Chu, Y. K., y Lee, H. W. (1990).** Hantavirus infection in laboratory and wild rodents in Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 50: 43-46.
- Ylönen, H., Jacob, J., Runcie, M. J., y Singleton, G. R. (2003).** Is reproduction of the Australian house mouse (*Mus domesticus*) constrained by food? A large-scale experiment. *Oecologia*, 135: 372-377.

CAPÍTULO II: TÉCNICAS DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA PARA ESTUDIOS ECOLÓGICOS DE ROEDORES EN AMBIENTES URBANOS

II.1. Introducción

Para estudiar la ecología de los animales se han desarrollado distintas técnicas. La utilidad de cada técnica depende del tipo de animales estudiados, del tipo de ambiente que están ocupando y de los objetivos del estudio. Gran parte de los estudios ecológicos se enfocan sobre una única población, entendida como un grupo de organismos de una misma especie que coexisten en un mismo tiempo y espacio (Krebs, 1978), o sobre una comunidad, entendida como un grupo de poblaciones que se encuentran en un mismo tiempo y espacio (Begon et al., 1987). Uno de los atributos más importantes de una población es su tamaño o abundancia. Esta está determinada por el número de individuos nacidos, el número de individuos muertos y el número de individuos que ingresan y salen del área que ocupa la población por unidad de tiempo (Begon, 1979; Krebs, 1978). Por otro lado, algunos de los atributos que caracterizan una comunidad animal son la composición de especies, sus abundancias y representatividad relativa, la dominancia, la diversidad, la equitatividad, la estructura trófica y la estructura de nichos (Krebs, 1978). Excepto la estructura trófica y de nichos el resto de los atributos mencionados se deducen de las abundancias individuales de cada población.

Estudiar los factores que controlan la abundancia de las especies es uno de los temas centrales en ecología. Esta temática se ha abordado a partir de estudiar las variaciones

naturales en la abundancia según el espacio y el tiempo, o debidas a la manipulación experimental (Aplin et al., 2003). Para el caso de especies dañinas, conocer cuáles son los factores que limitan el crecimiento de las poblaciones permite tomar decisiones para su control.

En los estudios poblacionales el método de muestreo que utilizará el investigador será aquél que considere más adecuado para estudiar a la especie y le permita contestar la pregunta que se planteó. En el caso de los estudios de comunidades, por una cuestión práctica, es necesario acotar la definición de comunidad a aquel grupo de poblaciones con determinada característica que están siendo adecuadamente muestreadas según el método elegido. Este subgrupo dentro de una comunidad en general está relacionado filogenéticamente (ej. comunidad de insectos, de aves, de roedores, etc.). Además, la diversidad es más informativa y fácil de interpretar cuando es aplicada a un grupo taxonómico limitado y bien definido (Magurran, 1988).

La presencia o ausencia en un mismo tiempo y lugar es la mínima información que podemos tener respecto a las poblaciones que integran una comunidad. La enumeración completa de todos los individuos o censo es la máxima información que podemos tener respecto al tamaño de la población y la diversidad de una comunidad (Aplin et al., 2003; Krebs, 1978; Magurran, 1988; Southwood, 1978). Las

limitaciones de tiempo, dinero, personal y/o la imposibilidad de acceder a todos los individuos del área de estudio hacen que rara vez se realicen censos en sistemas naturales. Por otro lado, estos pueden producir interferencias y destruir las poblaciones o provocar el deterioro o destrucción de sus hábitats, por lo que generalmente se realizan muestreos en lugar de censos (Magurran, 1988; Rabinovich, 1980; Southwood, 1978).

Según los objetivos del estudio, pueden estimarse los tamaños absolutos o relativos de las poblaciones (Krebs, 1989). La estimación del tamaño absoluto permite estimar la densidad, o sea el número de individuos que se encuentran en una determinada área o volumen (Krebs, 1978). Se han desarrollado distintos métodos para la estimación del tamaño absoluto de las poblaciones, que pueden utilizarse cuando se cumplen ciertos requisitos (Brownie et al., 1986; Hayne, 1949; Krebs, 1966; Krebs, 1989). A partir del tamaño de la población y del área de influencia del aparato de muestreo se puede estimar la densidad. Aunque el tamaño del área de influencia a veces es fácil de calcular, en los muestreos que utilizan trampas u otro sistema que dependa de la atracción de los animales, el área bajo estudio depende de varios factores, como el área de influencia de la trampa, su cebo (desde qué distancia una trampa cebada puede atraer un animal) y la movilidad de los animales. A su vez, la movilidad de los individuos puede depender de la especie, de la estación del año, de las condiciones del hábitat, de la edad, del sexo y del estado reproductivo de los individuos, entre otros factores.

En algunos casos no es necesario conocer el tamaño absoluto, sino las variaciones espaciales o temporales de abundancia, por lo que se utilizan indicadores de tendencia o estimaciones de abundancia relativa. Se define abundancia relativa a una medida de abundancia que es relativa al esfuerzo de muestreo, reflejando el número de individuos respecto a una unidad distinta a la de superficie o volumen (Seber, 1973). Por ejemplo, se utiliza el número de capturas respecto al número de trampas o redes instaladas; el número de animales observados en un intervalo de tiempo, etc. El uso de estimadores de abundancia relativa permite la comparación de la abundancia entre sitios o la de un mismo sitio en distintos momentos, aún desconociendo los valores de abundancia absoluta. Dos estimadores de abundancia relativa frecuentemente usados son el éxito de captura (Seber, 1973) y el índice de densidad relativa (Begon et al., 1987), ambos calculados como el número de animales distintos capturados / número de elementos de captura activos * número de noches que los elementos de captura estuvieron activos. Los elementos de captura pueden ser trampas, redes, etc.

Otra forma de estimar la abundancia relativa es a partir del registro de signos de los animales u objetos relacionados que permiten inferir la presencia o ausencia de una especie animal en el área estudiada, e incluso en algunos casos permiten estimar el tamaño de la población calibrando la cantidad de signos con la abundancia (Krebs, 1978; Rabinovich, 1980; Southwood, 1978). La principal ventaja que presentan estos métodos o “índices de la población” (sensu Southwood, 1978) es que en

general requieren un menor esfuerzo y gasto que los otros métodos. Para muchas especies es posible el recuento de huellas, nidos, cuevas u otras alteraciones del hábitat, mientras que como signos de la presencia de aves es posible utilizar el registro de sus cantos o llamados (Aplin et al., 2003; Krebs, 1978; Rabinovich, 1980; Southwood, 1978). Por último, es posible estimar la abundancia relativa de un animal a partir de encuestas o cuestionarios (Krebs, 1978). Esta metodología utiliza la experiencia de terceras personas para determinar la presencia o ausencia de una especie, o como un estimador de abundancia relativo (Filion, 1987).

Las técnicas más usadas para la estimación de abundancia de roedores son las basadas en el uso de trampas de captura o mediante el registro de signos, debido a que la gran mayoría son de hábitos crepusculares y su recuento directo sólo puede ser usado en casos especiales (Aplin et al., 2003). Existe una gran variedad de diseños de trampas de captura viva o muerta, cuyos diseños son tanto ingeniosos como antiguos, algunos de los cuales son descritos por Chani (1980) y Hawthorne (1987). Entre los estimadores de abundancia relativa utilizados para roedores, Aplin et al. (2003) destacan tres métodos que involucran el uso de signos que están ampliamente difundidos: el uso de trampas huella, el registro de consumo de alimento y el recuento de cuevas. Yo et al. (1987) propusieron en particular para *R. norvegicus* el recuento de roídas dejadas en estacas de madera como un método para estimar la abundancia y el uso del espacio. Debido a que estos mamíferos roen distintos materiales con el fin de mantener afilados sus

incisivos, el registro de las marcas dejadas en las estacas resulta un buen estimador de la abundancia, independientemente de la disponibilidad de alimento en el ambiente.

Los ambientes urbanos son tal vez los sitios menos estudiados respecto a la ecología de los roedores, probablemente como consecuencia de los problemas metodológicos que se presentan: 1) existe un gran riesgo de perder el material utilizado para muestrear, en especial las trampas que representan un elemento de valor, 2) la dificultad de acceder a algunos sitios como el interior de las viviendas, comercios o industrias y 3) algunos diseños de trampas pueden ser peligrosos para las personas. Por ejemplo, las trampas caza gañote pueden lastimar a la persona o mascota que las active accidentalmente. A su vez, el sistema urbano presenta una gran heterogeneidad de ambientes; y para que los resultados sean comparables el método que se utilice para estimar la abundancia debe ser el mismo en todos los ambientes. Es decir, que debe permitir muestrear tanto el interior de una vivienda, un comercio, una industria, y áreas abiertas como jardines, plazas, parques, la vía pública, etc.

Como breve reseña mencionaré algunas de las experiencias realizadas en ciudades y las técnicas de muestreo utilizadas. En la década del 50 se realizó un estudio en la ciudad de Baltimore a partir del cual se sentaron importantes bases sobre la biología de *R. norvegicus* en ambientes urbanos (Davis, 1951a; Davis, 1951b; Davis, 1951c). En este trabajo se realizaron muestreos de captura utilizando trampas de captura viva, siendo

esta la técnica utilizada también en varios de los trabajos recientes (Battersby et al., 2002; Castillo et al., 2003; Ceruti et al., 2002; Glass et al., 1988; Traweger y Slotta-Bachmayr, 2005). Actualmente existe un número creciente de estudios que realizan estimaciones de abundancia a partir del registro de signos. Se utilizaron estaciones de cebo en bocas de tormenta para estimar la abundancia de poblaciones de *R. norvegicus* en la ciudad de Enfield, Inglaterra (Channon et al., 2000), registros de mordeduras de ratas en las personas atendidas en los hospitales permitieron determinar áreas con distinto riesgo epidemiológico en Nueva York (Childs et al., 1998), a partir de signos de presencia registrados durante la inspección de 17100 viviendas de distintas regiones de todo Inglaterra se determinaron las posibles causas de infestación domiciliar de ratas y ratones (Langton et al., 2001). A partir de encuestas realizadas a los propietarios se determinó que el 44% de viviendas de Manchester, Reino Unido, estaban infestadas con *M. domesticus* y un 49% con *Rattus sp.* Al ser contrastados estos resultados con muestreos usando trampas huella en las viviendas, resultaron consistentes para *M. domesticus*, mientras que la abundancia aparentemente fue sobreestimada para *Rattus spp.* (Marshall y Murphy, 2003).

El objetivo de este capítulo fue evaluar distintos métodos para estudiar la abundancia de roedores en ambientes de la ciudad de Buenos Aires. Para cumplir con este objetivo se realizaron experimentos en la Costanera Norte, en un depósito de autos, en la Reserva Ecológica Costanera Sur, en la Villa 31 y en el Barrio Mataderos. Se pusieron a prueba los siguientes

métodos de estimación de abundancia: registro de actividad de cuevas de roedores, registro visual de animales, trampas de pegamento, trampas huella, estacas de madera, cebaderos, cebaderos con trampas de pelo, trampas de captura viva tipo Sherman y jaula, y el uso de encuestas.

II.2. Evaluación de métodos de estimación de abundancia de roedores, experiencias piloto

Área de estudio

La Costanera Norte es un área ubicada entre el aeropuerto Jorge Newbery y el Río de la Plata y se extiende hasta las cercanías de la Ciudad Universitaria. En el límite norte del paseo fueron depositados escombros y tierra con el objetivo de ganar terreno al río, y estos fueron colonizados por vegetación espontánea. Desde el 2002 el área fue destinada a la creación del Parque de la Memoria. Las experiencias descritas en esta parte fueron realizadas antes de la creación del parque, en un sector cubierto de escombros y tierra con baja cobertura vegetal, ubicado en la zona más cercana a la avenida Intendente Güiraldes, figuras II.1. y II.2. El objetivo de estas experiencias piloto fue poner a prueba los métodos de estimación de abundancia relativa de roedores mediante el recuento de cuevas, recuento de individuos activos, captura muerta con trampas de pegamento, captura viva con trampas jaula y registro de consumo en cebaderos.

II.2.1. Materiales y Métodos

Recuento de cuevas

Luego de detectarse la presencia de una colonia de *R. norvegicus* se realizó una inspección del lugar a fin de ubicar las cuevas. Se registró el

número de bocas de cuevas en un área de 60x30 m, tabla II.1.

Trampas de pegamento

Se colocó un cartón de 30x30 cm cubierto con pegamento comercial (Pega-Rat) y cebado

Figura II.1. Vista aérea donde se señala el sector de la Costanera Norte donde se realizaron las experiencias.



Figura II.2. Vista de un sector de la Costanera Norte del Río de la Plata donde se llevaron a cabo algunas de las experiencias descritas en el presente capítulo. En el fondo pueden observarse los Pabellones II y III de Cdad. Universitaria. A la derecha de la imagen se observa el Río de la Plata.



con un trozo de pasta de maní frente a cada boca de cueva, figura II.3. El pegamento fue dispuesto según las indicaciones del fabricante. Los cartones fueron instalados por la tarde y revisados por la mañana del día siguiente durante 4 días consecutivos, comenzando el 19 junio de 2001, tabla II.1.

Figura II.3. Fotografía donde se observa una trampa de pegamento instalada delante de una boca de una cueva de *R. norvegicus*.



Recuento de ejemplares activos

Se realizaron observaciones durante 4 días comenzando el 19/06/01, en tres bandas horarias: por la mañana de 11:00 a 12:00 hs, mediodía de 13:30 a 15:00 hs y por la tarde de 16:00 a 17:00 hs, tabla II.1. En cada banda se efectuaron tres registros de 5 minutos de duración, separados por 5 minutos de descanso. Dos observadores se ubicaron en el centro del área estudiada (de 60x30 metros). Se dividieron el total de la superficie y cada observador realizó los registros en un cuadrante de 30 x 30 metros. Los límites de los cuadrantes fueron demarcados con pintura sobre el sustrato de escombros. En cada intervalo de 5 minutos cada observador registró el número de

ejemplares de *R. norvegicus* observados en su área. Se calculó el número promedio de individuos observados en un intervalo de 5 minutos para las tres bandas horarias.

Trampas jaula

Se realizó un muestreo de captura, marcado y recaptura de roedores utilizando trampas jaula de captura viva, figura II.4. Entre el 14 y el 24 de agosto de 2001 se instalaron ocho trampas jaula en seis oportunidades, funcionando una hora entre las 11:00 y las 13:00 hs, y fueron revisadas cada 15 minutos, tabla II.1. Los animales capturados fueron marcados con pintura sintética en el lomo. Se utilizó un color distinto para cada día. Se utilizó esta forma de marcar los animales para probar si era posible identificarlos en recuentos posteriores. Se calculó el éxito de captura (EC) como estimador de la abundancia relativa:

$$EC = \frac{I}{(T * t - 1/2 * TS)} \quad (\text{ecuación II.1.}),$$

donde I es el número de individuos capturados, T es el número de trampas colocadas, t es el número de intervalos de tiempo en horas, noches, etc. que las trampas funcionaron y TS es el número de trampas saltadas en un intervalo t . Se resta a $T*t$ un medio del número de trampas saltadas ya que no se puede saber si las trampas se inactivaron al principio, en algún momento intermedio o al final del intervalo considerado. Entonces, se asume que en promedio las trampas saltadas estuvieron inactivas la mitad del intervalo.

Figura II.4. Fotografía donde se observa un cebadero de telgopor de 250 cm³ preparado con cinta papel adhesiva en el frente (a la izquierda), una trampa jaula (en el centro) y una trampa Sherman (a la derecha). Observe la moneda de un peso en el rincón inferior izquierdo para determinar el tamaño de los elementos.



Uso de cebaderos no tóxicos

Se ubicaron en una transecta 12 cebaderos separados por 10 m. Los cebaderos consistieron en envases de plástico transparente de dos litros, conteniendo dos gramos de una mezcla de grasa, pasta de maní y parafina. Los cebaderos funcionaron durante tres noches, luego de este período se registró en cada uno si el cebo había sido consumido, tabla II.1. Se calculó la proporción de cebaderos con actividad de roedores (PropCA) como estimador de la abundancia relativa:

$$PropCA = \frac{CA}{(CT - CP)} \quad (\text{ecuación II.2.}),$$

Figura II.5. Fotografía donde se observa una boca de cueva de *R. norvegicus*.



donde CA es el número de cebaderos donde se registró actividad de roedores, CT es el total de cebaderos colocados y CP es el número de cebaderos perdidos. Se consideró a un cebadero con actividad de roedores cuando se registró consumo de cebo.

II.2.2. Resultados

Se registraron un total de 41 bocas de cuevas (figura II.5.) en 1800 m². Por medio de trampas de pegamento sólo se capturaron dos animales. Los restos encontrados no permitieron la identificación del sexo ni la clase de edad, ya que fueron consumidos por otros animales. A partir del recuento de ejemplares se observaron hasta 17 individuos distintos en un intervalo de 5 minutos, figura II.6. El número de ejemplares observados por banda horaria fue (promedio \pm desvío estándar): 6,75 \pm 4,33 individuos por la mañana, 5 \pm 3,30 individuos al mediodía y 7,91 \pm 3,14 individuos por la tarde. Se capturaron 12 ejemplares de *R. norvegicus* utilizando trampas

Figura IV.6. Fotografía donde se observan 8 ejemplares de *R. norvegicus* en el área de estudio.



jaula y ningún ejemplar fue recapturado. El éxito de captura fue de 0,25 individuos/trampa por hora, y la mayor frecuencia de capturas (5/12) fue registrada durante los primeros 15 minutos de muestreo. El cebo fue consumido completamente luego de 3 noches en el 100% de los cebaderos instalados (PropCA=1).

II.3. Comparación entre el recuento de ejemplares activos y el uso de cebaderos en la detección de cambios en la abundancia

Se realizó una experiencia en la Costanera Norte con el objetivo de evaluar si al modificar en forma experimental el tamaño de la población, los cambios eran detectados por los métodos de estimación de abundancia a través del recuento de los animales activos y a través del uso de cebaderos.

II.3.1. Materiales y Métodos

La abundancia de roedores se modificó mediante el uso de rodenticidas en un sector de la

Costanera Norte. Se colocaron dos o tres bloques de cinco gramos de rodenticida cada uno en las bocas de las cuevas encontradas el 1^{ro} de octubre de 2001, tabla II.1. Se utilizó el producto comercial Killer. El área tratada abarcó la línea de costa en una longitud aproximada de 150 m, a la que llamaremos área experimental. El resto del área corresponde al área control.

En el área experimental se registró la actividad de *R. norvegicus* a partir del recuento de individuos activos de la misma manera que se había realizado en el muestreo piloto. Se realizaron dos muestreos: uno antes de la aplicación del rodenticida entre el 27/08 y el 10/09/01, y uno luego de la aplicación entre el 10 y el 18/10/01, tabla II.1. Se comparó el promedio diario de animales observados en intervalos de cinco minutos entre los muestreos anterior y

posterior a la aplicación de rodenticida mediante una prueba de Mann Whitney (Daniel, 1978).

También se registró la abundancia relativa, antes y después de la aplicación del rodenticida, por medio de cebaderos con cebo no tóxico, ubicados en transectas separadas por 100 m: una en el área control y otra en el área experimental, que fueron colocadas el 28/9 y el 12/10 de 2001, respectivamente (tabla II.1.). Cada transecta consistió de 12 cebaderos ubicados cada 10 m. Los cebaderos funcionaron durante el mismo tiempo y tenían las mismas características que en el muestreo piloto, pero en esta oportunidad contuvieron 18-20 g de cebo, debido a que en el muestreo piloto había sido consumido totalmente al cabo de tres días. Las proporciones de cebaderos con actividad de roedores antes y después de la aplicación de rodenticida fueron

Tabla II.1. Cronograma de tareas realizadas en un sector de la Costanera Norte con el objetivo de poner a prueba distintos métodos de muestreo de roedores.

	Fecha	Actividades
Experiencias piloto	28/05/01	Censo de cuevas y bocas
	28/05 - 01/06/01	Experiencia con trampas de pegamento
	19 - 22/06/01	Observaciones directas de individuos en tres bandas horarias
	14 - 24/08/01	Captura viva y marcado de ejemplares
	14 - 15/09/01	Experiencia con cebaderos
Comparación de cebaderos y observaciones directas	27/08 - 10/09/01	Observaciones directas de individuos en tres bandas horarias
	29/09 - 2/10/01	Experiencia con cebaderos (control y experimental)
	01/10/01	Aplicación de rodenticida en cuevas
	10 - 18/10/01	Observaciones directas de individuos en tres bandas horarias
	12 - 15/10/01	Experiencia con cebaderos (control y experimental)

comparadas estadísticamente mediante una prueba de proporciones (StatSoft, 1999).

II.3.2. Resultados

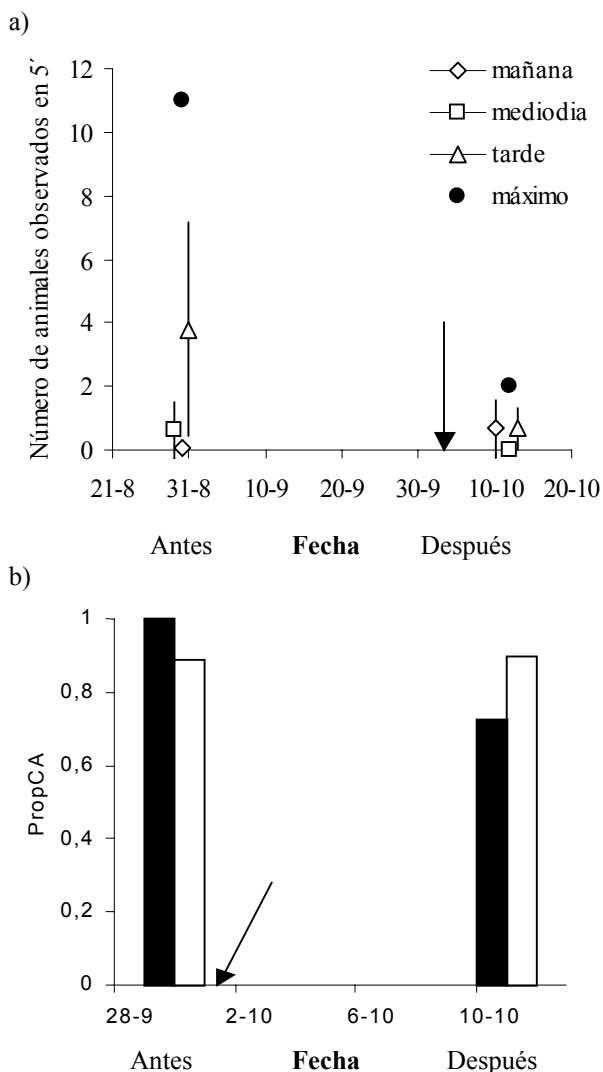
En el área experimental en un intervalo de cinco minutos se detectaron hasta 11 individuos distintos en el muestreo previo, y dos en el posterior a la aplicación de rodenticida. El número promedio de individuos vistos en un intervalo de cinco minutos disminuyó de 1,32 a 0,45 entre ambos muestreos, estas diferencias fueron marginalmente significativas ($U=3,5$; $p=0,1$), figura II.7.

La proporción de cebaderos con actividad de roedores disminuyó en forma significativa luego de la colocación de rodenticida respecto al momento previo en el sector experimental ($p=0,039$). En el sector control no se observaron cambios en la PropCA entre momentos previos y posteriores a la colocación de rodenticida ($p=1,000$), figura II.7.

II.4. Comparación del uso de estacas y cebaderos

Con el objetivo de comparar el uso de estacas de madera y de cebaderos no tóxicos como métodos para estimar la abundancia relativa de roedores se realizaron dos experiencias: una en la Costanera Norte y otra en un depósito de autos de la Policía Federal en el barrio de Lugano.

Figura II.7. a) Número promedio de animales observados en intervalos de cinco minutos en las distintas bandas horarias: por la mañana (11:00-12:00 hs), al mediodía (13:30-15:00 hs) y por la tarde (16:00-17:00 hs) y el número máximo de animales vistos en un intervalo de cinco minutos (máximo) antes y después de la aplicación de rodenticida en el área experimental; y b) proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores (PropCA) en el área control (barras blancas) y área experimental (barras negras) antes y después de la aplicación de rodenticida. Las flechas en ambas figuras indican el momento en que el rodenticida fue aplicado en el área experimental (1/10/2001).



II.4.1. Materiales y métodos

En la Costanera Norte se seleccionaron 3 parcelas de 2000 m² (100 x 20 m). En cada parcela se colocaron 32 estaciones con 8 estacas de pino, 8 estacas de pino aromatizadas con esencia de vainillina, 8 estacas de pino aromatizadas con esencia de almendra y 8 cebaderos que consistían en recipientes plásticos de 20 cm de profundidad y 10 cm de diámetro conteniendo una mezcla de grasa vacuna, parafina y pasta de maní. Las estacas fueron aromatizadas sumergiéndolas en agua y esencias comestibles durante 72 hs. Las estaciones se ubicaron a una distancia de 10 m, formando una grilla que ocupaba toda la parcela. Los distintos elementos fueron ubicados en las estaciones en forma alternada y sistemática. Tanto las estacas como los cebaderos funcionaron por un lapso de 3 días y se los revisó diariamente, registrándose la aparición de roeduras en las estacas y el consumo de cebo. Los cebaderos donde se detectó consumo fueron reemplazados por uno nuevo en cada día de revisión.

En un depósito de autos de la Policía Federal, donde se tenía reclamos por infestación de roedores, se dispusieron cinco grillas de muestreo de 1900 m² (190 x 10 m). Cada grilla estuvo formada por dos transectas paralelas separadas por 10 metros, con 20 estaciones cada una separadas por 10 metros. En cada transecta se colocaron los cebaderos y las estacas en forma alternada. En esta parte de la experiencia sólo se usaron estacas sin aromatizar. Los cebaderos y las estacas tenían las mismas características que en la

experiencia realizada en Costanera Norte y funcionaron también durante tres noches.

Para ambas experiencias se calculó la proporción de cebaderos con actividad de roedores como en la sección anterior y la proporción de estacas con signos de actividad de roedores (PropEA) como:

$$\text{PropEA} = \frac{EA}{(ET - EP)} \quad (\text{ecuación II.3.}),$$

donde *EA* es el número de estacas con signos de actividad de roedores, *ET* es el número de estacas colocadas y *EP* es el número de estacas perdidas. Se consideró como signos de roedores en las estacas la aparición de roeduras en la madera.

Se evaluó la existencia de diferencias en las proporciones de estacas y cebaderos con signos de actividad de roedores por parcela usando una prueba de Friedman, en el caso de detectarse diferencias se realizaron comparaciones de a pares usando una prueba de Wilcoxon (Daniel, 1978). En la experiencia realizada en la Costanera Norte se evaluó también la pérdida de estacas y cebaderos.

II.4.2. Resultados

La proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores fue marginalmente mayor que la proporción de estacas ($X^2 = 6,517$; $gl = 3$; $p < 0,089$) en la Costanera Norte y significativamente mayor en el depósito de autos ($X^2 = 5$; $gl = 1$; $p < 0,025$), figuras II.7. y II.8. El uso de aromatizantes no provocó un aumento en la proporción de estacas con signos de roedores ($p > 0,29$). En ambos ambientes los cebaderos fueron más

Figura II.7. Proporción mediana de cebaderos (PropCA) y estacas (PropEA) con signos de actividad de roedores por grilla en la Costanera Norte. $X^2= 6,517$; $gl= 3$; $n= 3$; $p= 0,089$. Las proporciones que comparten los índices *a* y *b* no presentan diferencias para las pruebas de a pares de Wilcoxon ($X^2_c > 0,05$; $p > 0,2$).

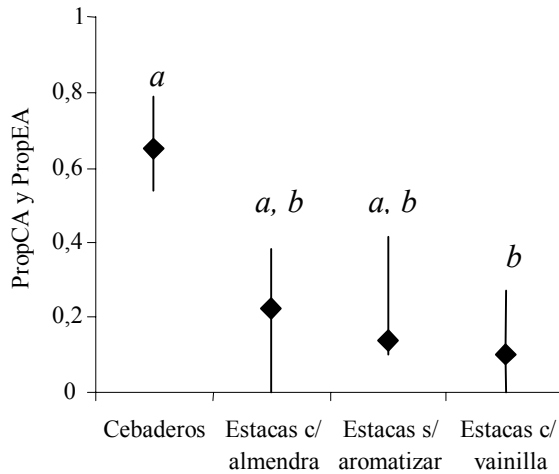


Figura II.8. Proporción mediana de cebaderos (PropCA) y estacas (PropEA) por grilla con signos de roedores en un cementerio de autos de la Policía Federal. $X^2= 5$; $gl= 1$; $n= 5$; $p= 0,0253$.

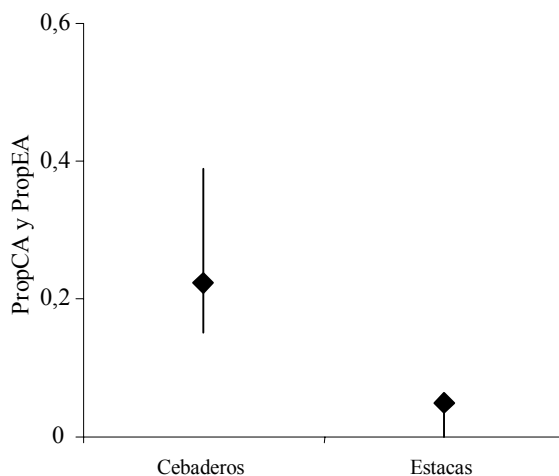
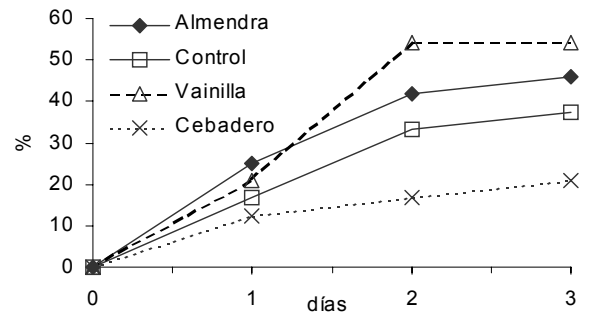


Figura II.9. Estacas y cebaderos perdidos (en %) en los tres días de muestreo en Costanera Norte.



sensibles que las estacas para detectar la presencia de roedores, ya que en algunas parcelas donde no se detectó la presencia de roedores a partir de las estacas, si se registró actividad en los cebaderos. La pérdida de los elementos de muestreo fue uno de los inconvenientes encontrados. Las estacas se perdieron en mayor medida que los cebaderos, posiblemente debido a que por su reducido tamaño fueron más difíciles de reubicar en el campo, figura II.9.

II.5. Evaluación del uso de cebaderos como estimador de abundancia relativa en un ambiente natural

De acuerdo con los resultados anteriores, donde se observó que los cebaderos pueden ser usados para detectar la presencia de roedores, se evaluó en un ambiente natural si existe una buena relación entre la proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores y la abundancia relativa estimada a partir del éxito de captura con trampas. Para ello se realizó una experiencia en la Reserva Ecológica Costanera Sur, donde se presentan diversos ambientes con distintas abundancias y especies de roedores.

II.5.1. Materiales y métodos

Se realizaron un total de cinco muestreos de roedores en la Reserva Ecológica Costanera Sur, uno en la primavera de 2002 y cuatro entre otoño de 2004 y verano de 2005.

En la primavera de 2002 se colocaron 10 transectas. En cada transecta se ubicaron 30 trampas de captura viva, 15 tipo Sherman y 15 jaulas, y 15 cebaderos con trampas para pelos. La forma en que se dispusieron las trampas y cebaderos se ilustra en la figura II.10. a. Las trampas funcionaron durante 3 noches consecutivas y fueron revisadas diariamente por la mañana. Los cebaderos con trampas para pelos consistieron en envases de telgopor de 250 cm³ conteniendo 10 gramos de una mezcla de pasta de maní, grasa y esencia de vainilla. En el extremo del envase se colocó una cinta de papel adhesiva en la cual quedan adheridos pelos de los animales que ingresan al recipiente, lo que permite una posterior identificación de las especies de los individuos que visitaron los cebaderos, figura II.4. y II.11.

En otoño, invierno y primavera de 2004 y en el verano de 2005 se colocaron 9 transectas: tres transectas en un matorral ribereño en la costa del río de la Plata, tres en un bosque de alisos y tres en un pastizal de cortadera. En cada transecta se ubicaron 40 trampas de captura viva (20 tipo Sherman y 20 jaulas), y 20 cebaderos con trampas para pelos. La forma en que se colocaron las trampas y cebaderos en las transectas se ilustra en la figura II.10.b. Las trampas y cebaderos fueron cebados, revisados como en la primavera de 2002, y funcionaron el mismo lapso de tiempo.

Se registraron los indicios de la actividad de roedores luego de tres noches de la colocación de los cebaderos. Se consideraron signos de actividad de roedores en los cebaderos la aparición de marcas de incisivos en el cebo y/o pelos de roedores adheridos en la cinta adhesiva (figura II.11.).

Figura II.10. Disposición de los distintos elementos en las transectas en a) primavera de 2002 y b) entre otoño de 2004 y verano de 2005. Las figuras grises representan las trampas Sherman, las celestes las jaulas y las blancas los cebaderos.

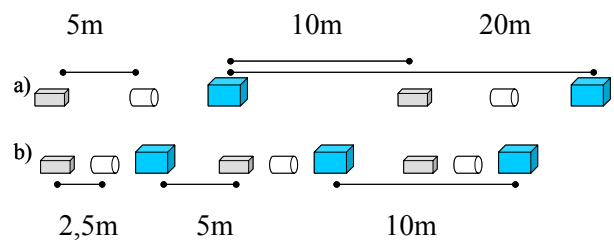


Figura II.11. Fotografía donde se observan roeduras en la superficie del cebo no tóxico en el fondo del cebadero en forma de marcas paralelas, y pelos adheridos en la cinta de papel adhesiva.



Se calculó el éxito de captura de las trampas para cada una de las transectas y se lo comparó con la proporción de cebaderos por transecta que presentaron signos de actividad por roedores mediante un análisis de correlación. Para esto se calculó el éxito de captura corregido como:

$$EC_c = \frac{(I - 1/6 * I)}{(T * N - 1/2 * TS)}, \quad (\text{ecuación II.4.})$$

donde I es el número de individuos capturados, T es el número de trampas colocadas, N es el número de noches que funcionaron las trampas y TS es el número de trampas saltadas.

Se restó un factor de corrección de $1/6 * I$ al número de roedores capturados porque se consideró que si un animal se encuentra encerrado en una trampa no puede visitar cebaderos, entonces es necesario corregir la abundancia a la que son expuestos los cebaderos. No es posible saber cuándo fue capturado cada individuo, si al atardecer, a mitad de la noche o a la madrugada. Sin embargo, podemos asumir que en promedio todos los individuos estuvieron la mitad de la noche encerrados en la trampa. Se consideró que como cada período de muestreo consistió en tres noches de trampeo, es decir 6 medias noches, el factor de corrección debe ser igual a $1/6$ por evento de captura.

La asociación entre la proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores y los éxitos de captura fue evaluada mediante una correlación lineal simple (Sokal y Rohlf, 1995).

II.5.2. Resultados

Se capturaron 132 roedores (de seis especies) y 129 comadrejas coloradas (*Lutreolina crassicaudata*), por lo que se analizó la asociación entre el porcentaje de cebaderos con signos de roedores con el éxito de captura de roedores totales, de comadrejas y de ambos juntos. La proporción de cebaderos con cebo consumido mostró estar correlacionado con el éxito de captura de roedores ($r= 0,4837$; $p= 0,000$) y de roedores y comadrejas ($r= 0,4665$; $p= 0,001$), pero no estuvo correlacionado con el éxito de captura de comadrejas solas ($r= 0,1233$; $p= 0,414$), figura II.12. Estos resultados confirman las observaciones realizadas a campo donde se determinó que las marcas correspondían a incisivos de roedores y no a marcas hechas por comadrejas. Las marcas realizadas por roedores muestran rayas paralelas, figura II.11.

II.6. Evaluación del uso de cebaderos y de encuestas sobre la presencia de roedores como estimadores de abundancia relativa en ambientes residenciales

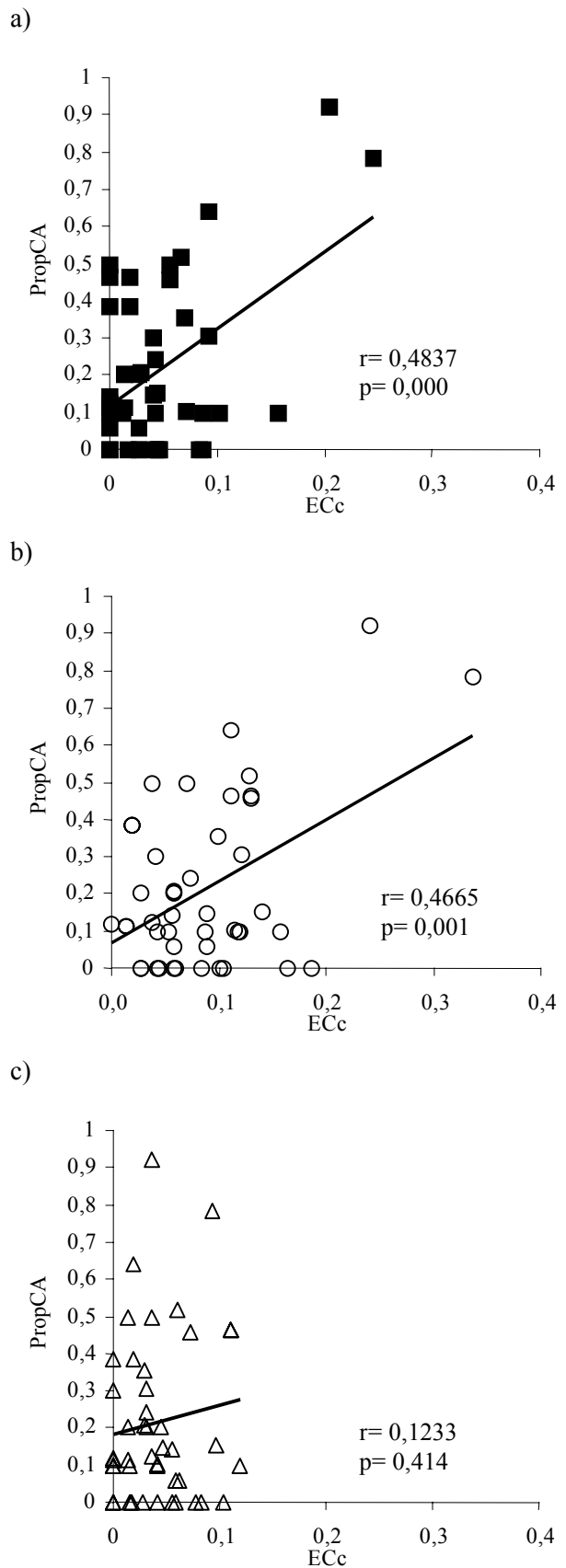
Con el objetivo de evaluar el uso de cebaderos y de encuestas sobre la presencia de roedores como estimadores de abundancia relativa, y evaluar su asociación con el éxito de captura, se realizaron encuestas en distintas manzanas de la Villa 31 de Retiro y del Barrio Mataderos.

Figura II.12. Relación entre el éxito de captura corregido (ECc) y la proporción de cebaderos con signos (PropCA). Las líneas representan la tendencia de la asociación. a) ECc de roedores, b) ECc de roedores y comadrejas y c) ECc de comadrejas.

II.6.1. Materiales y Métodos

Se realizaron un total de cuatro muestreos en el Barrio Mataderos: en invierno, otoño, y primavera de 2004 y en verano de 2005; y cuatro muestreos en la Villa 31: en primavera de 2003, y en verano, otoño e invierno de 2004. En cada oportunidad se eligieron 6 manzanas distintas en el Barrio Mataderos y entre 2 y 4 manzanas distintas en de Villa 31.

Dentro de cada manzana se pidió la colaboración para la realización de este estudio en todas las unidades funcionales. En el Barrio Mataderos se definió unidad funcional a una vivienda, comercio, vivienda-comercio o industria que se encontrara emplazada sobre un lote. En la Villa 31 una unidad funcional fue definida como una vivienda, comercio o vivienda-comercio que tuviera una numeración distinta según la asignación realizada por la Secretaria de la Vivienda. Una vez que “el responsable” en cada unidad funcional aceptó colaborar con este estudio se le realizó una encuesta sobre la presencia de roedores en su barrio y en su unidad funcional. Las preguntas realizadas se muestran en el Apéndice 1. En esta sección analizaremos los resultados correspondientes a las preguntas 1 y 2 de dicho apéndice, que se realizaron con el objetivo de estimar la abundancia de roedores. En



cada una de las unidades funcionales en que se prestó colaboración se colocaron cebaderos de las mismas características señaladas en la sección II.5, figura II.4. Se colocó un número fijo de cebaderos por unidad funcional. De acuerdo con Aplin et al. (2003), en ambientes residenciales esta forma de distribuir elementos de muestreo de roedores es más adecuada que la disposición en transectas. Se decidió colocar 2 cebaderos por unidad funcional, pero excepcionalmente este número varió entre 1 y 8 cuando una unidad funcional fue excesivamente chica o grande en superficie. Se registró la aparición de signos de actividad de roedores en los cebaderos luego de 7 días de su colocación en el Barrio Mataderos y luego de 3 y 7 días de su colocación en la Villa 31. El mismo día que los cebaderos fueron retirados se colocaron en cada unidad funcional trampas de captura viva tipo jaula y Sherman. Al igual que en el caso de los cebaderos se colocó un número fijo de trampas de cada tipo, colocándose 2 trampas Sherman y 2 jaulas en cada unidad funcional. En casos excepcionales este número varió entre 1 y 4 para las trampas Sherman y entre 1 y 8 para las trampas jaula. Las trampas funcionaron durante 3 noches consecutivas y fueron revisadas diariamente por la mañana. Se determinó la especie de cada animal capturado. Los animales fueron sacrificados y coleccionados.

En el capítulo IV se desarrollarán los temas relacionados a la composición y abundancia por especie en distintas unidades de paisaje de la ciudad de Buenos Aires y su asociación con variables del ambiente. El Barrio Mataderos y la Villa 31 son dos de las cuatro unidades de paisaje descritas en ese capítulo, por lo que los

resultados respecto a la composición de especies serán tratados allí. Aquí se muestran sólo los resultados que resultan relevantes para evaluar las distintas técnicas de estimación de abundancia.

Se estimaron índices de abundancia relativa de roedores en base a los datos de capturas, de la actividad en cebaderos y de encuestas sobre roedores. Para analizar la consistencia de las asociaciones entre los índices se realizaron los análisis a 3 escalas espaciales distintas: 1) tomando a cada manzana como unidad de muestreo (análisis por manzana), 2) juntando manzanas por cercanía de manera que se definen distintas zonas, y usando estas zonas como unidad de muestreo (análisis por zonas) y 3) utilizando como réplicas los muestreos efectuados en cada época del año (juntando zonas) y en cada ambiente por separado (Villa 31 y Mataderos; análisis por época). El muestreo de la primavera de 2003 de la Villa 31 fue eliminado para el análisis de esta sección debido a que en esa oportunidad se decidió colocar trampas sólo en las unidades funcionales donde en alguno de los cebaderos colocados se había observado actividad de roedores. De esta manera, la estimación de los índices de abundancia relativa a partir de las capturas de esa época sobreestimaría la abundancia de roedores.

Para cada una de las unidades experimentales -que dependieron de la escala de análisis- se estimó la abundancia relativa de roedores a partir de los datos provenientes de las encuestas utilizando los siguientes índices: 1) la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional el último

año (PropUF365), 2) la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional el último semestre (PropUF180) 3) la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional el último trimestre (PropUF90), 4) la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio el último año (PropBA365), 5) la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio el último semestre (PropBA180) y 6) la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio el último trimestre (PropBA90) de la siguiente manera:

$$\text{PropUF365} = \frac{PUF365}{P} \quad (\text{ecuación II.5.}),$$

$$\text{PropUF180} = \frac{PUF180}{P} \quad (\text{ecuación II.6.}),$$

$$\text{PropUF90} = \frac{PUF90}{P} \quad (\text{ecuación II.7.}),$$

$$\text{PropBA365} = \frac{PBA365}{P} \quad (\text{ecuación II.8.}),$$

$$\text{PropBA180} = \frac{PBA180}{P} \quad (\text{ecuación II.9.}),$$

$$\text{PropBA90} = \frac{PBA90}{P} \quad (\text{ecuación II.10.}),$$

donde $PUF365$, $PUF180$ y $PUF90$ es el número de personas que contestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 365, 180 y 90 días respectivamente; $PBA365$, $PBA180$ y $PBA90$ es el número de personas que contestaron haber visto roedores en su barrio en los últimos 365, 180 y 90 días respectivamente; y P es el número total de personas encuestadas en la unidad de muestreo.

Se estimó la proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores (PropCA, ecuación II.2.) y la proporción de unidades

funcionales con cebaderos con actividad de roedores (PropUFCA) a partir los datos provenientes de la actividad de roedores detectada en cebaderos:

$$\text{PropUFCA} = \frac{UFCA}{UF} \quad (\text{ecuación II.11.})$$

donde $UFCA$ es el número de unidades funcionales con al menos un cebadero con signos de actividad de roedores y UF es el número de unidades funcionales muestreadas en cada unidad de muestreo.

Por último, se estimó la abundancia relativa de roedores a partir de los datos de las capturas utilizando el éxito de captura (EC, ecuación II.1.), y la proporción de unidades funcionales con captura de roedores (PropUFRoe) como:

$$\text{PropUFRoe} = \frac{UFRoe}{UF} \quad (\text{ecuación II.12.}),$$

donde $UFRoe$ es el número de unidades funcionales con al menos un roedor capturado y UF es el número de unidades funcionales muestreadas en cada unidad experimental.

Se analizó la asociación entre los índices de abundancia relativa utilizando correlaciones no paramétricas de Spearman debido al bajo número de réplicas consideradas y la falta de normalidad en la distribución de los índices (Daniel, 1978), figura II.13. Se realizaron modelos de correlación simple porque el objetivo fue analizar la existencia de asociaciones entre todos los índices de abundancia relativa, y no establecer una relación causal, para lo que hubiera sido necesario un modelo de correlación múltiple. Debido a que el éxito de captura es un índice de abundancia

relativa ampliamente aceptado, se analizó la existencia de una relación funcional entre este índice y los otros índices de abundancia relativa estimados a partir de modelos de regresión simple:

$$y_i = a + b.x_i$$

siendo para el modelo y_i el éxito de captura, x_i los otros índices, a la ordenada al origen y b la pendiente de la recta. Se ajustó el modelo y se puso a prueba la hipótesis de pendiente nula a partir de un modelo de aleatorización de los residuos (Manly, 1991), se realizaron 5000 aleatorizaciones utilizando el programa RT (Manly, 1996). Al igual que en el caso de las correlaciones, aquí usamos modelos simples porque el objetivo fue analizar la existencia de relaciones funcionales entre el éxito de captura y los otros índices de abundancia relativa, y no posibles relaciones causales donde la utilización de modelos múltiples sería necesaria.

II.6.2. Resultados

En los barrios de Mataderos y Villa 31 el 30,0% de los encuestados manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional y el 41,0% manifestó haberlos visto en el barrio en los últimos 90 días (total de personas encuestadas = 429). Se detectó actividad de roedores en 49 de un total de 805 cebaderos en 382 unidades funcionales. Se capturaron un total de 25 *R. rattus*, 52 *R. norvegicus* y 28 *M. domesticus* con un esfuerzo total de 1769 trampas jaula noche y 1837 trampas Sherman noche, colocadas en un total de 347 unidades funcionales.

Todos los índices mostraron asociaciones positivas con los otros índices en las tres escalas analizadas, figura II.13. Cuando se consideró a cada manzana como unidad de muestreo la mayoría de las asociaciones fueron significativas con una probabilidad menor a 0,05 (Tabla II.3.). Las asociaciones más débiles se observaron entre el éxito de captura y la proporción de personas que manifestó haber visto roedores en su barrio en los últimos 90, 180 y 365 días. También se observó una asociación débil entre la proporción de personas que manifestó haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días con la proporción de unidades funcionales con captura de roedores. La proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días mostró un coeficiente de asociación con el éxito de captura más alto que la proporción de personas que manifestó haberlos tenido en los últimos 180 o 365 días. Tanto la proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores como la proporción de unidades funcionales con cebaderos con signos de actividad de roedores mostraron estar asociados con el resto de los índices analizados, siendo bajos los coeficientes de asociación de Spearman con el éxito de captura y con la proporción de unidades funcionales con captura de roedores.

En el análisis por zonas se mantuvieron en general los patrones de las asociaciones ya observados a escala de manzana. Excepto la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días, que se relacionó en forma significativa con el éxito de captura ($p < 0,05$) y las asociaciones entre el éxito de captura y la proporción de cebaderos

con signos de actividad de roedores y de unidades funcionales con cebaderos con signos de actividad de roedores, que resultaron marginalmente significativas ($p < 0,10$), tabla II.4.

A escala espacial más grande (por época) varias asociaciones se pierden, sin embargo las asociaciones entre el éxito de captura y la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90, 180 y 365 días siguen siendo significativas, tabla II.5. La proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores y la proporción de unidades funcionales con cebaderos con signos de actividad de roedores presentaron el mismo patrón de asociación con los otros índices de abundancia relativa que fue observado a la escala por zonas. La pérdida de significancia en las correlaciones podría deberse al bajo número de unidades muestrales, y no necesariamente a la falta de asociación entre los índices, ya que el aumento de la escala de análisis significó la pérdida de grados de libertad, y aunque el coeficiente r crece, las asociaciones no resultan significativas.

Los análisis de regresión se realizaron a la escala de manzana debido a que: 1) se dispone de un mayor número de réplicas, 2) demanda un menor esfuerzo de muestreo por réplica haciendo de esta escala de análisis la más factible de

abordar en trabajos futuros y 3) el mayor número de asociaciones significativas se observó en esta escala. No se realizaron los análisis de regresión para la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio en los últimos 180 y 365 días debido a que las asociaciones resultaron marginalmente significativas. Tampoco fueron analizadas las proporciones de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 180 y 365 días, ya que la información que proveen estos índices es redundante respecto a la proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días, siendo este el índice que presenta mayor asociación con el éxito de captura.

Los cuatro modelos de regresión presentaron ordenadas al origen cercanas a cero y pendientes positivas. Para la proporción de personas que manifestaron haber tenidos roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días y la proporción de unidades funcionales con captura de roedores las pendientes fueron significativamente distintas de cero, mientras que para la proporción de cebaderos con signos de actividad de roedores y la proporción de unidades funcionales con cebaderos con signos de actividad de roedores sólo fueron marginalmente significativas, tabla II.6.

Tabla II.5. Estadísticos R de la correlaciones de Spearman entre los índices de abundancia relativa por época del año, manteniendo separados los muestreos del Barrio Mataderos y la Villa 31 (N=7). Símbolos y abreviaturas ídem tabla II.3.

	PropUF180	PropUF90	PropBA365	PropBA180	PropBA90	EC	PropUFRoe	PropCA	PropUFCA
PropUF365	1,000*	0,929*	0,500	0,714*	0,893*	0,750*	0,679+	0,886*	0,886*
PropUF180		0,929*	0,500	0,714*	0,893*	0,750*	0,679+	0,886*	0,886*
PropUF90			0,464	0,679+	0,821*	0,929*	0,857*	0,829*	0,829*
PropBA365				0,571+	0,679+	0,357	0,607+	0,886*	0,886*
PropBA180					0,893*	0,429	0,536+	0,829*	0,829*
PropBA90						0,607+	0,679+	0,886*	0,886*
EC							0,893*	0,600+	0,600+
PropUFRoe								0,600+	0,600+
PropCA									1,000*

Tabla II.6. Modelos de regresión lineal simple $y_i = a + b x_i$, donde y_i es el éxito de captura, x_i son los otros índices de abundancia relativa, a es la ordenada al origen y b es la pendiente de la recta o coeficiente de regresión. $t_i = b_i / SE(b_i)$, $i = 1$ hasta n , y $p =$ probabilidad exacta del valor t_i para el coeficiente de regresión estimado a partir de un modelo de aleatorización de los residuos. Abreviaturas ídem tabla II.3.

Regresor	Modelo	t	p
PropUF90	$a: -0,002$		
	$b: 0,076$	3,99	0,0004
PropUFRoe	$a: 0,001$		
	$b: 0,145$	7,65	0,0002
PropCA	$a: 0,016$		
	$b: 0,082$	1,75	0,0828
PropUFCA	$a: 0,017$		
	$b: 0,042$	1,49	0,0880

Figura II.13. Histogramas de frecuencia y gráficos de dispersión de los índices de abundancia relativa analizados. Las líneas representan la tendencia de las asociaciones entre los índices. a) Para el análisis a escala de manzanas, b) para la escala de zonas y c) para la escala de épocas. Los estadísticos de las asociaciones entre estos índices par las distintas escalas se muestran en las tablas II.3., II.4. y II.5. Abreviaturas ídem tabla II.3.

a)

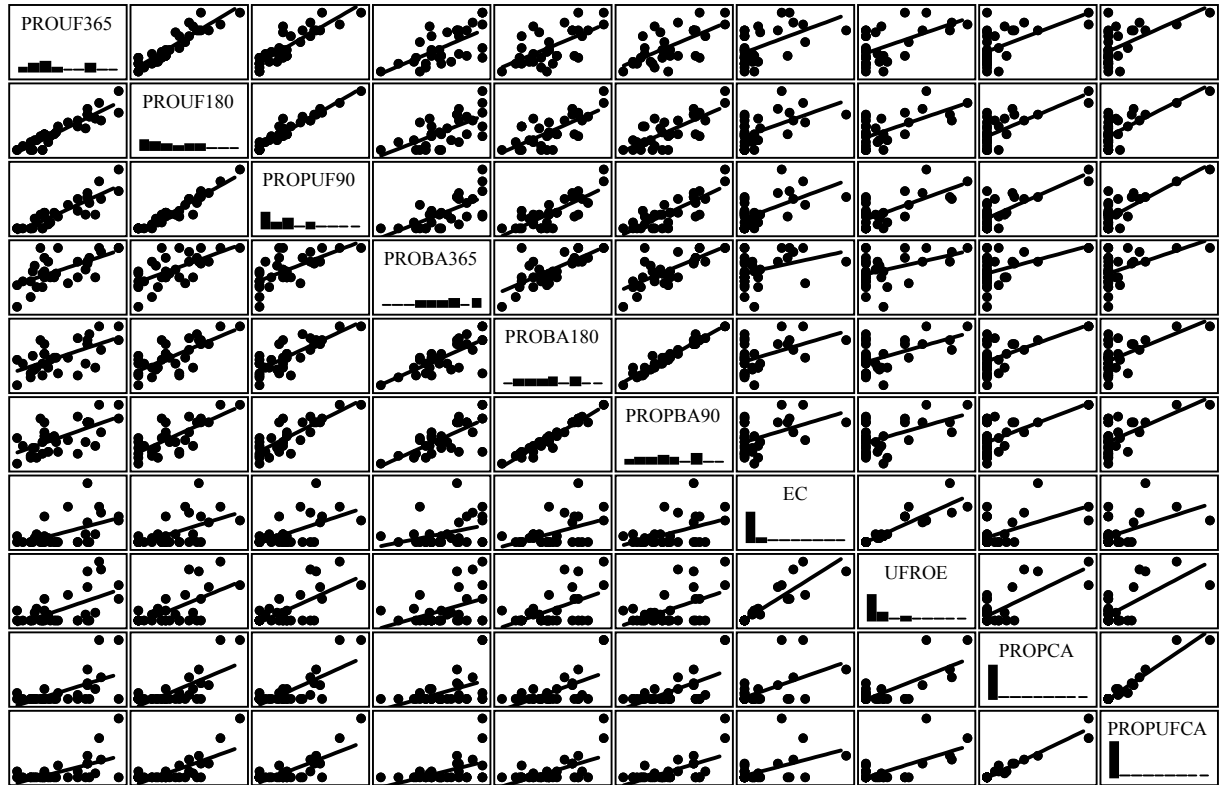
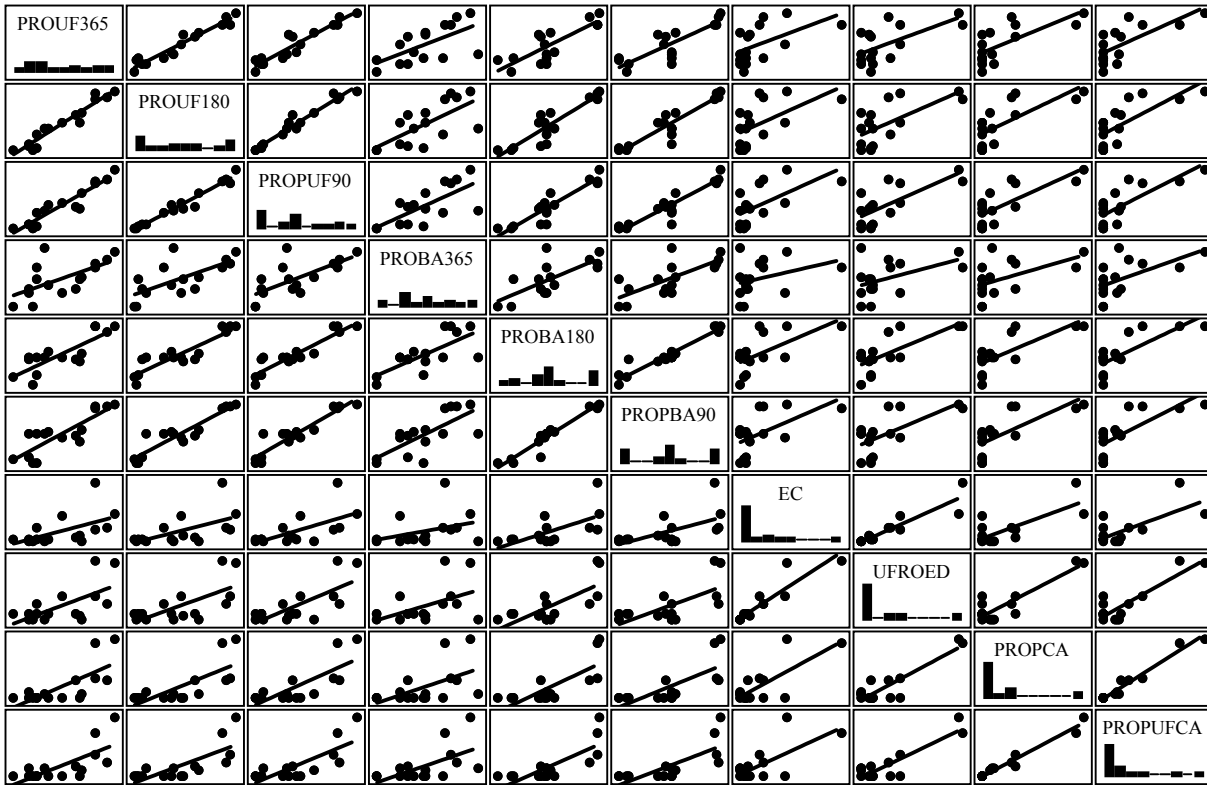
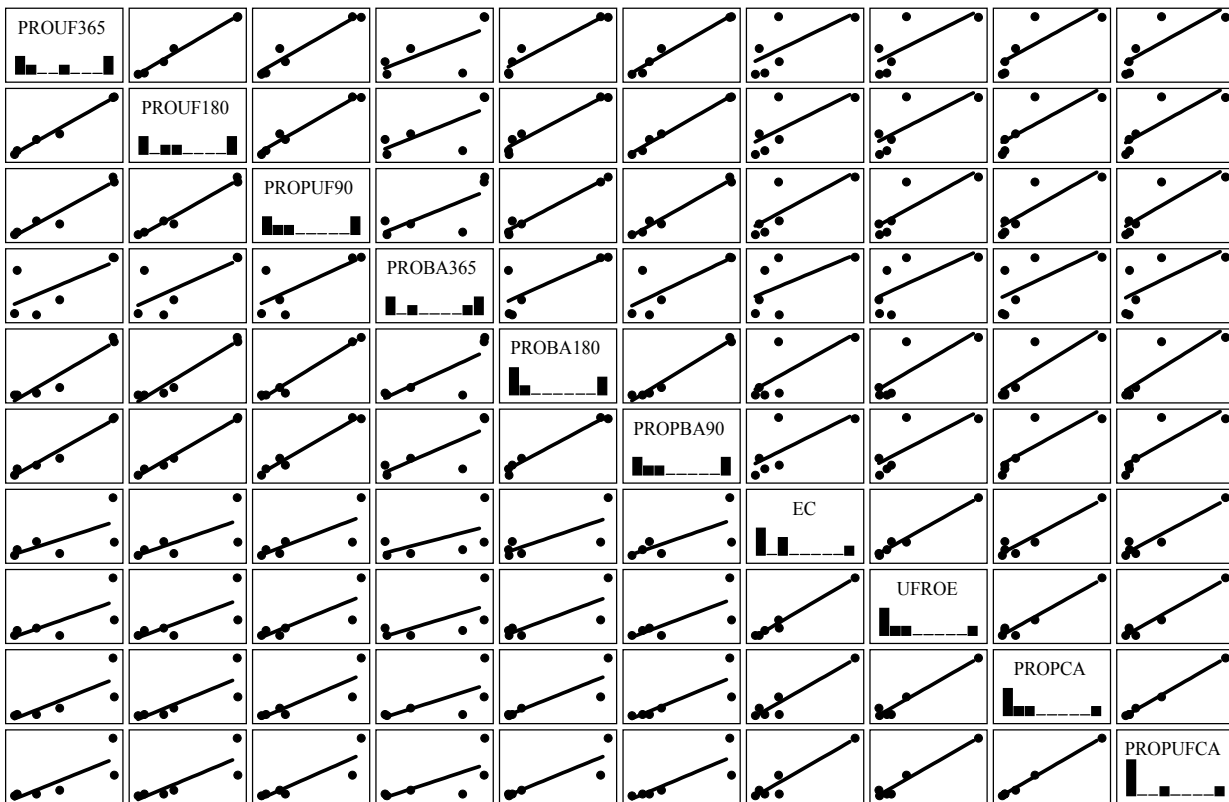


Figura II.13. Continuación.

b)



c)



II.7. Discusión

De los distintos métodos evaluados, todos detectaron la presencia de roedores. Tanto el recuento de cuevas como el recuento de animales fueron útiles para detectar la presencia de *R. norvegicus* en la Costanera Norte, pero no se detectó la presencia de otras especies. Puede ser que no se encontraran en el área, o que no se detecten porque sus cuevas son más difíciles de encontrar y los animales son menos visibles por su menor tamaño y comportamiento. Los métodos de captura muerta de animales sólo son aceptados en casos particulares y se recomienda el uso de métodos que produzcan una muerte rápida y sin sufrimiento para los animales capturados (Beaver et al., 2001). Teniendo en cuenta esta recomendación, las trampas de pegamento no deberían ser usadas en ninguna circunstancia, debido a que los animales capturados mueren por cansancio al intentar despegarse (Kravetz, *comentarios personales*). Además, presentan otras desventajas como que el pegamento pierde adherencia con la humedad, por lo que es afectado por el rocío de la mañana cuando las trampas son usadas a la intemperie y, al igual que otros métodos de captura muerta, pueden capturar y matar especies no deseadas. Este tipo de trampas es usado frecuentemente por controladores de plagas por ser económicas y permitir la captura de varios animales por trampa, mientras que las trampas de captura muerta caza gañote son más costosas y se inactivan luego de la primera captura. Cuando se usan rodenticidas para el control de roedores los animales mueren en el lugar y en muchos casos en sitios inaccesibles, por lo que los controladores de plagas prefieren usar

trampas de pegamento en lugares donde es necesario sacar los animales del lugar, como pueden ser depósitos de alimentos, industrias alimenticias, supermercados, etc.

El uso de trampas huella no fue considerado debido a que si bien puede usarse en lugares techados, no es simple su utilización a la intemperie, y tampoco deben ser perturbadas por el paso de otros animales, viento, etc.

En cuanto a la detección de diferencias de abundancia, los cebaderos fueron más sensibles que la observación directa, posiblemente por el bajo número de días que se hicieron los recuentos, y por la gran variación por intervalo de tiempo y entre momentos del día en el número de individuos activos. Una correcta estimación de abundancia a partir de este último método requiere de muchos intervalos de observación. El recuento de cuevas también puede ser utilizado como estimador de abundancia, pero su uso estaría limitado por las condiciones de visibilidad del hábitat. Posiblemente esta técnica no sea adecuada en condiciones de alta cobertura y donde la densidad no sea tan elevada como la observada en esta experiencia, ya que se registraron hasta 17 individuos en 1800 m² en un intervalo de 5 minutos (en un momento del día donde de *R. norvegicus* es menos activa, Macdonald et al., 1999) y se capturaron en promedio 2 individuos con 8 trampas en una hora.

Los cebaderos resultaron ser útiles para detectar la presencia de roedores en la Costanera Norte, detectaron los cambios en abundancias debidas a la aplicación de rodenticida, y

mostraron una asociación con el éxito de captura tanto en ambientes naturales como los de la Reserva Ecológica Costanera Sur, como en ambientes residenciales como la Villa 31 y el Barrio Mataderos.

La proporción de cebaderos con signos de roedores parece ser una adecuada variable para la estimación de la abundancia de los mamíferos estudiados (Blackwell et al., 2002; Brown et al., 1996; Gurnell et al., 2001; Gurnell et al., 2004), mientras que el uso de la cantidad de cebo consumido estaría afectado por los riesgos de depredación, por la competencia y las preferencias de microhábitats (Brown, 1988; Kotler, 1997). El uso de cebaderos permite la realización de programas de monitoreo de especies plagas a grandes escalas debido a su bajo costo (Battersby y Greenwood, 2004). Como cebaderos pueden usarse envases descartables que pueden ser desechados al terminar un muestreo, simplificando las tareas posteriores a los muestreos, ya que no deben ser desinfectados y lavados como las trampas. Además, por su bajo costo, no representen un elemento de valor para las personas, siendo bajo el riesgo de pérdida por hurto. Esto permite utilizarlos en una amplia variedad de ambientes públicos como parques, plazas y en la vía pública. Por otro lado, los cebaderos son rápidos de preparar e instalar, y respecto a las estacas de madera son más fáciles de reubicar y son más eficientes para detectar roedores. Sin embargo, así como sucede con los métodos que involucran el trapeo de animales, existen un número de factores que afectarán este índice de abundancia relativa, por lo que los índices sólo pueden ser comparables en

condiciones similares y en intervalos de tiempo cortos.

El uso de cebaderos como método de muestreo de roedores tiene la desventaja de que no se obtiene ninguna información respecto a los individuos, como especie, tamaño corporal, sexo, estado reproductivo, etc. El agregado de cintas adhesivas donde queden muestras de pelos de los animales podría permitir identificar las especies de roedores que estuvieron en la estaciones, debido a que los pelos tienen características especie específicas (Busch, 1986; Day, 1966). Sin embargo, para esto se requiere de una clave de identificación de las especies a partir de las características morfológicas de sus pelos. Por esto se decidió caracterizar los pelos de los roedores que podrían estar presentes en la ciudad de Buenos Aires.

El uso de encuestas es una metodología ampliamente utilizada en el campo de la sociología (Galtung, 1978; Kerlinger, 1988) y existe un número considerable de trabajos donde son utilizadas para evaluar el estado de poblaciones de especies silvestres con algún riesgo de conservación o con importancia económica (Filion, 1978). Las encuestas en algunos casos se hacen a cazadores, guardaparques, naturalistas, etc., que son consideradas personas calificadas. En el presente estudio se realizaron encuestas sobre roedores a personas no calificadas. Las personas encuestadas recordaron con cierto grado de precisión el momento y lugar donde tuvieron contacto con roedores, probablemente debido a la aprensión que se les tiene. Las encuestas sólo pueden ser

usadas en lugares habitados -residenciales y/o laborales- en donde las personas se encuentran la mayor parte del tiempo. La pregunta realizada a las personas sobre si tuvieron roedores en su unidad funcional parece ser más adecuada que la pregunta sobre si vieron roedores en su barrio, ya que las respuestas obtenidas sobre la primera pregunta estuvieron asociadas con los otros índices de abundancia relativa en las tres escalas analizadas, mientras que las respuestas obtenidas sobre si vieron roedores en su barrio mostraron asociaciones sólo con algunos índices y en algunas escalas. Además, la proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días presentó una relación lineal con el éxito de captura, indicando que ambos índices varían en forma proporcional.

Sería necesario comparar los índices utilizados con valores absolutos de abundancia de roedores, pero para esto se deben cumplir

supuestos que muchas veces son difíciles de garantizar. Para la estimación de las abundancias absolutas a partir de muestreos de captura, marcado y recaptura, como los realizados en la Reserva Ecológica Costanera Sur, es necesario tener tasas de recaptura mayores a un 20%, que no se alcanzaron en este ambiente y con el diseño de muestreo realizado. En el caso de muestreos de remoción, como los realizados en la Villa 31 y el Barrio Mataderos, para aplicar el modelo de captura por unidad de esfuerzo (Hayne, 1949) debería producirse una disminución en el número de animales capturados en los días sucesivos y esto no sucedió en estos muestreos. Debido a la imposibilidad de calcular con nuestros datos abundancias absolutas, es que contrastamos los índices entre sí, y tomando como estimador relativo más confiable al éxito de captura ya que está asociado a la abundancia absoluta (Bronner y Meester, 1987) y es ampliamente usado como estimador de la abundancia de roedores.

II.8. Desarrollo de una clave taxonómica para la identificación de distintas especies de micro roedores de la ciudad de Buenos Aires, a partir de la caracterización de sus pelos

II.8.1. Introducción

La estructura del pelo de los mamíferos posee características propias que permiten diferenciar a las distintas especies (Day, 1966; Gurini, 1985). Excluyendo los pelos especializados, distintos autores reconocen hasta tres tipos de pelo distintos. Day (1966) y Fernández y Rossi (1998) reconocen dos tipos: de cobertura y felpa; mientras que Gurini (1985) además reconoce la existencia de pelos intermedios. Los cuatro autores coinciden en que sólo los pelos de cobertura poseen características que permiten identificar a las especies. Los pelos de cobertura se caracterizan por ser más largos, rígidos y con mayor diámetro que los otros. Es común que presenten acanaladuras en la cara dorsal, ventral o ambas. Son claramente diferentes de los pelos de felpa o vello porque estos últimos son más cortos y finos; y con frecuencia presentan aspecto ondulado. El pelo intermedio en cambio es similar en la región distal al pelo de cobertura y en la región proximal al pelo de felpa (Gurini, 1985).

El pelo de los mamíferos posee cuatro componentes estructurales. Estos son la cutícula (epidermícula) o cubierta exterior, que posee estructuras denominadas escamas, la corteza o inner sheath con células fuertemente queratinizadas dispuestas longitudinalmente, la médula o región central con grupos de células queratinizadas o sus esqueletos, con espacios

intercelulares a veces llenos de aire y gránulos de pigmentos. Estos gránulos pueden estar dispersos tanto en la médula como en la corteza. Las diferencias en la morfología de estas estructuras permiten diferenciar las especies (Dearbon, 1939; Fernández y Rossi, 1998; Meyer et al., 2002).

El conocimiento de la estructura del pelo cobra especial importancia principalmente en aquellos casos en los que no se pueden aplicar otras metodologías clásicas de identificación taxonómica. Mediante la estructura de los pelos es posible identificar, por ejemplo, las especies consumidas por un predador a partir de los restos de pelajes de sus presas encontrados en sus heces, estudiar restos de pelos encontrados en cuevas e incluso a partir de trampas de pelos (Gurnell et al., 2004).

En la Argentina existen varios trabajos realizados con el objetivo de identificar especies de mamíferos a partir de las características estructurales de sus pelos. Piantanida y Petriella (1976) no encontraron caracteres para identificar a nivel específico en los patrones cuticulares de escamas de 5 especies de roedores de la provincia de Buenos Aires. A partir de patrones cuticulares y tipos de médula de pelos de cobertura Busch (1986) realizó una clave para la identificación de algunos roedores de la provincia de Buenos Aires y Chehébar y Martín (1989) proponen una guía para el reconocimiento de los mamíferos de la Patagonia. Gurini (1985), por su parte, realizó una clave para la identificación de los mamíferos del

Delta Bonaerense a partir de patrones cuticulares, tipos de médula, forma general del pelo y presencia de acanaladuras longitudinales de pelos de cobertura. Sin embargo, estos trabajos presentan problemas al momento de la correcta identificación de los pelos y tienen en cuenta sólo algunas de las especies consideradas en el presente estudio.

En la Ciudad de Buenos Aires es posible encontrar por su área de distribución microroedores murinos: los roedores introducidos del viejo mundo pertenecientes a la Subfamilia Murinae y los autóctonos de la Subfamilia Sigmodontinae; y al cávido *Cavia aperea*. En esta parte de este trabajo se caracterizan los pelos dorsales de cobertura de pequeños roedores que pueden estar, por su área de distribución, en la ciudad de Buenos Aires, como una herramienta para su identificación. Los roedores incluidos provienen de distintas comunidades, abarcando el centro de la provincia de Buenos Aires. Adicionalmente se apuntó a identificar las especies a partir de técnicas que fueran de bajos costos en tiempo y dinero.

Objetivo

Desarrollar una técnica que permita la identificación de las distintas especies de pequeños roedores de la Ciudad de Buenos Aires a partir de las características de sus pelos dorsales de cobertura.

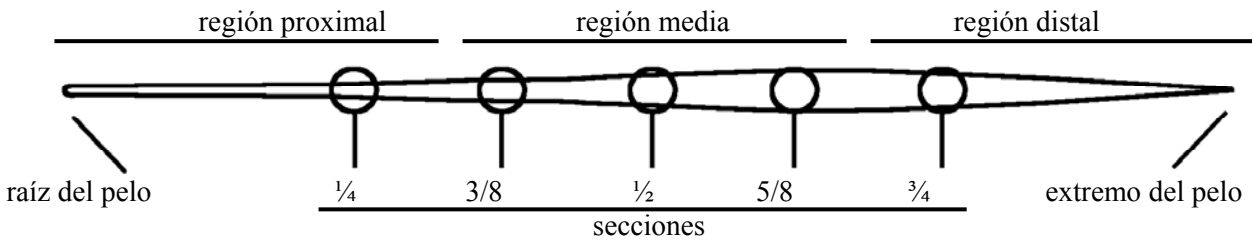
II.8.2. Materiales y Métodos

Se observaron y describieron los patrones medulares y cuticulares de escamas de pelos dorsales de cobertura con el objetivo de encontrar caracteres distintivos entre las especies. Se tomaron pelos de la región dorsal (entre escápulas) de pieles de las colecciones del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", de la colección particular de Julio R. Contreras, de la Colección del Laboratorio de Ecología de Poblaciones y Roedores Urbanos de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires y de animales vivos capturados en la Ciudad de Buenos Aires y localidades cercanas a esta. Las muestras de pelos fueron tomadas usando una pinza o con una cinta adhesiva y conservados en alcohol etílico 70-100%. Basándonos en Galliari et al. (1991), se incluyeron en este estudio todas las especies de microroedores que por su distribución pueden encontrarse en el centro de la provincia de Buenos Aires. Estas especies son: *R. rattus*, *R. norvegicus*, *M. domesticus*, *C. aperea*, *H. brasiliensis*, *S. aquaticus*, *O. rufus*, *O. flavescens*, *A. azarae*, *D. kempfi*, *C. laucha* y *C. musculinus*; estas dos últimas fueron analizadas a nivel de género.

Los patrones medulares fueron observados en preparados transitorios, montando el material en agua. Los patrones cuticulares son difíciles de observar directamente en el pelo (Day, 1966) por lo que para observarlos es necesario hacer moldes. Los moldes fueron realizados colocando una fina capa de pegamento vinílico en un porta objetos sobre el cual se colocaron los pelos. Éstos fueron dejados hasta que el

Figure II.14. Regiones y secciones del pelo dorsal de cobertura donde se realizaron las observaciones.

Las secciones consistieron en los campos focales observados a través del microscopio a 450 aumentos y se ubicaron en $\frac{1}{4}$, $\frac{3}{8}$, $\frac{1}{2}$, $\frac{5}{8}$ y $\frac{3}{4}$ del largo del pelo desde la raíz.



pegamento se seca (aproximadamente 30 minutos) y luego fueron despegados, quedando un molde del patrón cuticular de escamas (Gurini, 1985).

En una primer etapa se realizaron observaciones de los patrones cuticulares de pelos de cada especie considerada a lo largo de la fibra, desde la raíz o inserción hasta el extremo distal y de ambos lados, dorsal y ventral.

En función de lo observado en esta primer etapa, se realizaron descripciones y mediciones en 5 secciones incluidas en la porción central de cada pelo. Comenzando desde la región proximal o de inserción se realizaron las descripciones y mediciones al final del: primer cuarto, tercer octavo, un medio, quinto octavo y tercer cuarto del largo de la fibra (figura II.14.). Una vez realizados los preparados y antes de retirar el pelo del adhesivo, se midió el largo total bajo lupa usando un patrón graduado cada 0,5 mm, y el ancho máximo de la fibra bajo microscopio a 450 aumentos con un ocular graduado cada 2 μm . Por último se fotografiaron los patrones medulares, se retiró el pelo y se fotografiaron los patrones cuticulares. Las fotografías fueron tomadas

montando una cámara digital Coolpix 775 de Nikon sobre el microscopio.

Utilizando el programa de computación Scion Image sobre las imágenes obtenidas de cada una de las secciones, se tomaron las siguientes mediciones: ancho del pelo, largo y ancho de las escamas; y se registró la forma de las escamas usando la clasificación de Gurini (1985), figura II.15.

Se analizaron entre 6 y 7 individuos de cada una de las especies. Para cada individuo fueron analizados 3 pelos. Se realizaron, para cada pelo, 18 mediciones de caracteres morfométricos y se construyeron además relaciones entre estas, analizándose un total de 39 variables. Para cada individuo se calculó el valor medio de cada una de estas 39 variables.

Con el objetivo de proveer una función que permita identificar la especie a la que pertenecen los pelos se analizaron las variables morfométricas utilizando un Análisis Discriminante. Se analizaron separadamente las especies murinas introducidas y las autóctonas. Se construyeron las funciones discriminantes utilizando las variables que mejor separan las

especies y que involucran el menor número de mediciones en cada pelo.

Por último, para el desarrollo de una clave dicotómica que identifique los pelos a nivel específico se analizó la presencia de caracteres diagnósticos y el solapamiento de los intervalos entre los valores medios, mínimos y máximos de las variables analizadas para cada una de las especies.

II.8.3. Resultados

Patrones cuticulares de escamas en toda la longitud del pelo y en ambas caras.

Se observaron ambas caras de entre 3 a 9 pelos de 1 a 4 individuos de las 11 especies consideradas. *Cavia aperea* presentó escamas tipo mosaico desde la inserción hasta el extremo distal del pelo, siendo la única especie que presentó este patrón.

Las especies murinas presentaron escamas de tipo coronales en la región próxima de inserción, excepto *Holochilus brasiliensis* que presentó escamas imbricadas, en general tipo pétalo irregular, en esta región. Las escamas se convierten en forma gradual en imbricadas en las

regiones medias del pelo y es en esta región donde presentan la mayor diversidad en forma y tamaño. Por esta razón fue entre el primer y el tercer cuarto del pelo donde fueron fotografiados y posteriormente observados los patrones cuticulares, y donde fueron realizadas las mediciones de ancho y largo de las escamas en 5 secciones dentro de esta porción. En la región distal, en todos los casos, el patrón presente fue de escamas mosaico. Estas escamas son de tamaño reducido por lo que presentaron dificultades para su observación en el extremo distal del pelo.

Las especies murinas autóctonas presentaron siempre escamas lanceoladas en alguna región del pelo, mientras que las introducidas nunca presentaron este tipo de escamas, siendo común que presentaran escamas pétalo irregular o diamante en alguna parte del pelo.

El patrón medular por su parte es más complejo en la región donde el pelo es más ancho (porción media) por lo que se decidió fotografiarlo en las mismas 5 secciones donde se realizaron las observaciones del patrón cuticular. En la región distal el patrón medular es difícilmente observable, posiblemente por la gran concentración de pigmentos.

Figura II.15. Patrón de escamas cuticulares observados en roedores del área central de la provincia de Buenos Aires.

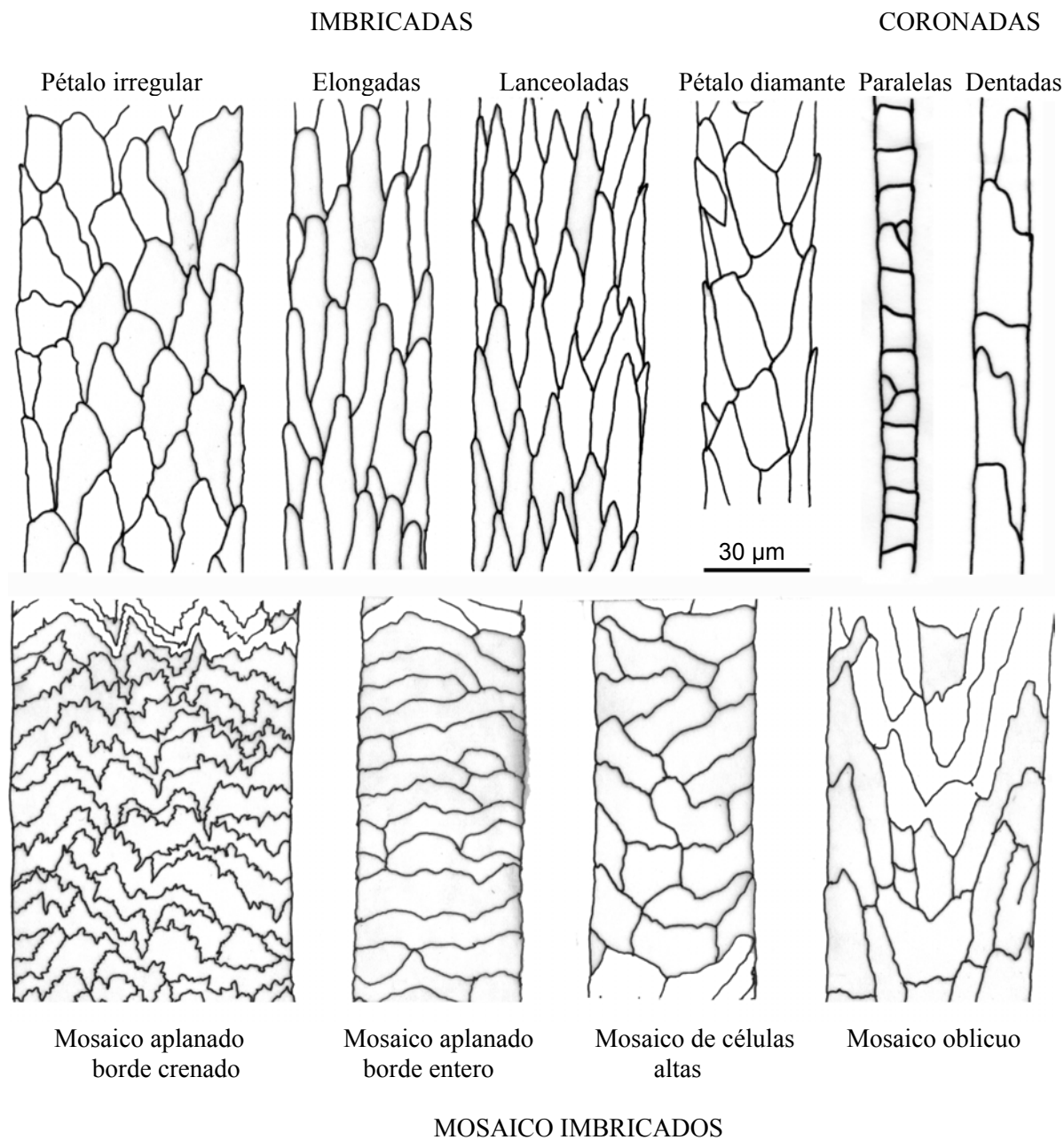


Tabla II.7. Patrón de escamas para cada una de las 5 secciones del pelo de las distintas especies de pequeños roedores. Los patrones que se informan entre paréntesis fueron observados con baja frecuencia. Las secciones se refieren a la figura II.14.

Sección	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4
<i>A. azarae</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceolada o mosaico crenada o mosaico borde entero	mosaico crenado
<i>O. flavescens</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceolada o pétalo irregular	mosaico crenado o mosaico borde entero
<i>O. rufus</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Mosaico células altas o pétalo irregular	Mosaico crenado o mosaico bordes enteros	mosaico crenado
<i>Calomys sp.</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas	Mosaico borde entero o mosaico oblicuo o mosaico células altas o pétalo irregulares	mosaico crenado o mosaico bordes enteros
<i>H. brasiliensis</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas o irregular o (pectinadas)	Mosaico crenado o mosaico bordes enteros	mosaico crenado
<i>S. aquaticus</i>	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas o irregular	Mosaico crenado o mosaico células altas o pétalo irregular.	mosaico crenado
<i>D. kempi</i>	Lanceoladas o (elongadas)	Lanceoladas	Lanceoladas	Lanceoladas o pétalo irregular.	Mosaico crenado
<i>M. domesticus</i>	Elongadas o pétalo diamante	Elongadas o pétalo diamante o (petalo irregulares o mosaico borde entero)	Elongadas o pétalo irregular o pétalo diamante o mosaico oblicuo o mosaico borde entero.	Mosaico oblicuo o mosaico borde entero.	Mosaico borde crenado o (mosaico borde entero)
<i>R. norvegicus</i>	Elongadas o pétalo irregular o (mosaico oblicuo)	Pétalo irregulares o mosaico oblicuo o (elongadas)	mosaico oblicuo o mosaico aplanadas borde entero o borde crenado o pétalo irregular.	Mosaico oblicuo o mosaico aplanado borde entero o mosaico aplanado de borde crenado.	mosaico aplanado de borde crenado
<i>R. rattus</i>	Elongadas o pétalo irregular o mosaico oblicuo	Pétalo irregular o mosaico oblicuo o (elongadas)	Mosaico aplanadas de borde entero o mosaico oblicuo o mosaico aplanada de borde crenado.	Mosaico aplanado de borde entero o mosaico aplanado de borde crenado	Mosaico aplanado de borde crenado

Tabla II.8. Número de series en la médula para cada una de las secciones del pelo de las distintas especies de roedores murinas autóctonas. El número de series que se informan entre paréntesis fueron observados con baja frecuencia. Las secciones se refieren a la figura II.14.

Sección	¼	3/8	1/2	5/8	3/4
<i>A. azarae</i>	uniseriada o biseriada	uniseriada o biseriada	uniseriada o biseriada o triseriada	biseriada o triseriada o multiseriada (4 células)	multiseriada (4 células) o triseriada
<i>O. flavescens</i>	uniseriada o biseriada	uniseriada o biseriada o triseriada	biseriada o triseriada o multiseriada	multiseriada (4 células)	multiseriada (4 células) o triseriada
<i>O. rufus</i>	biseriada o (uniseriada)	uniseriada o biseriada o triseriada	biseriada o triseriada	poco visible	no visible
<i>Calomys sp.</i>	uniseriada	uniseriada o biseriada	biseriada o triseriada	triseriada o multiseriada	triseriada o multiseriada (4 células)
<i>H. brasiliensis</i>	uniseriada o biseriada o triseriada	uniseriada o biseriada o triseriada o multiseriada	uniseriada o biseriada o triseriada o multiseriada	multiseriada (4 o 5 células)	multiseriada (4 células)
<i>S. aquaticus</i>	biseriada	biseriada	biseriada o triseriada	triseriada o multiseriada (4 células)	multiseriada (4 o 5 células)
<i>D. kempfi</i>	uniseriada	uniseriada	uniseriada	uniseriada o biseriada	triseriada o multiseriada

Patrones cuticulares y medulares en las cinco secciones centrales del pelo.

Se analizaron 204 pelos de 68 individuos correspondientes a 11 especies de microroedores. Para *C. aperea* sólo se realizaron mediciones de longitud total y ancho máximo debido a que los pelos de esta especie son distinguibles de los de las otras especies analizadas por presentar escamas mosaico en toda la longitud, tabla II.7. Sus pelos son anchos y presentaron además los máximos valores de longitud total.

Las especies silvestres presentaron escamas lanceoladas en las secciones ¼ y 3/8 del pelo. En el ½ del pelo, las escamas de *O. rufus* se

acortan siendo de tipo mosaico, con células altas o pétalo irregulares. En esta misma sección *H. brasiliensis* y *S. aquaticus* presentaron escamas lanceoladas y en algunos casos pétalo irregulares. El resto de las especies murinas autóctonas presentó en esta sección escamas lanceoladas. En el 5/8 y ¾ del pelo las escamas de estas especies son del tipo mosaico, con excepción de *O. flavescens* y *D. kempfi* que en el 5/8 del pelo presentaron escamas lanceoladas o pétalo irregulares, y *A. azarae* que en esta sección puede presentar escamas lanceoladas (tabla II.7.).

La médula en el ¼ y el resto del pelo de todas las especies presentó una o dos hileras de células, y el número de hileras aumentó hacia las

secciones distales del pelo donde este se hace más ancho (tabla II.8).

No se encontraron características morfológicas que permitieran diferenciar todas las especies de roedores analizadas en el patrón de escamas o en el patrón medular.

Análisis Discriminantes.

El largo del pelo, el ancho máximo, el largo x el ancho máximo, las variables asociadas con la forma de las escamas y la relación ancho de las escamas/ancho del pelo en las secciones $\frac{1}{4}$ y $\frac{1}{2}$ fueron las variables que mejor separaron las especies tabla II.11. Todas o algunas de estas variables fueron incluidas en las funciones discriminantes utilizadas para determinar a qué especie pertenecían los pelos.

La función discriminante, construida para las especies introducidas a partir de las variables: ancho de la escama/ancho del pelo en la sección $\frac{1}{4}$, ancho de la escama/ancho del pelo en la sección $\frac{1}{2}$, largo de la escama/ancho de la escama en la sección $\frac{1}{2}$ y la relación entre las dos primeras variables clasificaron correctamente el 100% (N=18) de los individuos según sus especies, tabla II.9.

En el caso de las especies autóctonas las variables seleccionadas para la función discriminante fueron: ancho máximo del pelo, largo del pelo, ancho máximo * largo del pelo, ancho de la escama/ancho del pelo en la sección $\frac{1}{2}$, y ancho de la escama/ancho del pelo en la sección $\frac{1}{2}$. Estas funciones clasificaron correctamente el 88,64% (N=44) de los individuos según sus especies. Los individuos mal clasificados fueron: dos ejemplares de *O. flavescens* que fueron asignados a *A. azarae* y *D. kempfi*, dos ejemplares de *Calomys* spp. que fueron clasificados como *A. azarae* y *O. flavescens*; y un ejemplar de *H. brasiliensis* que fue clasificado como *S. aquaticus*, tabla II.10.

Observando el patrón cuticular de escamas es posible determinar si los pelos de los que se dispone pertenecen a: *C. aperea* si presentan escamas mosaico en toda la longitud del pelo, a una de las especies del grupo de murinos autóctonos si presentan escamas lanceoladas, o al grupo de los murinos introducidos si no presentan escamas lanceoladas. En las tablas 3 y 4 se presentan las funciones discriminantes para cada especie, aquella que devuelva el mayor valor (score) presenta la mayor probabilidad de que los pelos pertenezcan a esta especie.

Tabla II.9. Parámetros de las Funciones Discriminantes de clasificación para los murinos introducidos.

SEC ¼ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL = ancho de las escamas/ancho del pelo en la sección al final del ¼ del largo del pelo, SEC ½ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL = ancho de las escamas/ancho del pelo en la sección al final del ½ del largo del pelo, SEC ½ LARGO-ESC/ANCHO-ESC = largo de las escamas/ancho de las escamas en la sección ½ e IND SEC ¼ / SEC ½ = la relación entre ancho de la escama/ancho del pelo en la sección al final del ¼ y del ½ del largo del pelo.

	<i>R. norvegicus</i>	<i>M. domesticus</i>	<i>R. rattus</i>
	p=,353	P=,294	p=,353
SEC ¼ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL	-866,4	-468,7	-621,1
SEC ½ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL	835,5	481,4	600,5
SEC ½ LARGO-ESC/ANCHO-ESC	-33,8	-19,9	-24,7
IND SEC ¼ / SEC ½	328,2	200,6	236,3
Constante	-196,6	-89,7	-102,2

Tabla II.10. Parámetros de las Funciones Discriminantes de clasificación para los murinos autóctonos.

ANCH MAX = ancho máximo del pelo, LARG PEL = largo del pelo, ANCH * LARG = ancho máximo * largo del pelo, SEC ¼ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL = ancho de la escama/ancho del pelo en la sección al final del ¼ del largo del pelo, SEC ½ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL = ancho de la escama/ancho del pelo en la sección al final del ½ del largo del pelo.

	<i>O. flavescens</i>	<i>O. rufus</i>	<i>A. azarae</i>	<i>H. brasiliensis</i>	<i>S. aquaticus</i>	<i>Calomys</i>	<i>D. kempii</i>
	p=,15385	p=,10256	p=,15385	p=,17949	p=,12821	p=,12821	p=,15385
ANCH MAX	10,615	11,067	10,388	10,575	11,205	9,341	9,602
LARG PEL	47,417	50,507	47,455	48,526	51,565	41,621	42,984
ANCH * LARG	-0,638	-0,664	-0,631	-0,619	-0,671	-0,563	-0,577
SEC ¼ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL	38,015	1,023	24,027	27,232	28,342	38,440	50,215
SEC ½ ANCHO-ESC/ANCHO-PEL	22,367	83,195	35,086	27,506	31,134	23,917	35,347
Constant	-380,012	-439,063	-370,829	-412,139	-444,613	-296,146	-325,468

II.8.4. Clave para la identificación de distintas especies de microroedores del centro de la provincia de Buenos Aires a partir de características morfológicas y morfométricas^(*) de sus pelos.

(*) Las variables morfométricas deben ser construidas a partir del promedio de por lo menos tres pelos de un mismo individuo para una correcta identificación. “ $\frac{1}{4}$, $\frac{3}{5}$, $\frac{1}{2}$, $\frac{5}{8}$ y $\frac{3}{4}$ del pelo” hace referencia a secciones del pelo donde deben hacerse las observaciones (Fig. 1).

- 1) Pelos con escamas mosaico en toda su longitud. Pelos con largo $>23,5$ mm.....*Cavia aperea*
 1') Pelos con escamas coroneales o imbricadas pero sin escamas mosaico en la región proximal, estas pueden estar presentes en la región media y siempre están presentes en la región distal. Pelos más cortos, largo máximo $<23,1$ mm.....2
- 2) Pelos con escamas lanceoladas en alguna región. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{4}$ del pelo es $<3,8^{(*)}$*Sigmodontinae*.....5
 2') Pelos sin escamas lanceoladas, son comunes en la región proximal las escamas elongadas, pétalo irregulares o pétalo diamante. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{4}$ del pelo es $>2,9$ (valor de decisión 3,34)*Murinae*.....3
- 3) Pelos que pueden presentar escamas pétalo diamante, estas se encuentran entre la región proximal y la mitad del pelo. Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) es <500 , pelos angostos con ancho promedio máximo $<54,67$ μm y cortos con largo promedio <10 mm. El ancho de la escama en $\frac{1}{2}$ del pelo ocupa más del 35% del ancho del pelo en esta sección *Mus domesticus*
 3') Pelos sin escamas pétalo diamante. Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) es >500 , pelos anchos con ancho promedio máximo >58 μm y largos con largo promedio >10 mm. El ancho de la escama en $\frac{1}{2}$ del pelo ocupa menos del 76% del ancho del pelo en esta sección (valor de decisión 35%) *Rattus* spp.4
- 4) Largo de las escamas en $\frac{1}{2}$ del pelo $>23,5$ μm . La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo es $>0,37$. El ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo ocupan $<76\%$ del ancho en esta sección *Rattus norvegicus*
 4') Largo de las escamas en $\frac{1}{2}$ del pelo $<23,5$ μm . La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo es $<3,15$ (valor de decisión 1,5). El ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo ocupan $>11\%$ del ancho del pelo en esta sección (valor de decisión 15%) *Rattus rattus*
- 5) Ancho en $\frac{1}{2}$ del pelo $<19,65$ μm . Ancho en $\frac{5}{8}$ del pelo <30 μm . El largo de las escamas en $\frac{1}{2}$ del pelo es $>1,7$ veces el ancho del pelo en esta sección *Deltamys kempi*

- 5') Ancho en $\frac{1}{2}$ del pelo $>21,04 \mu\text{m}$. Ancho en $\frac{5}{8}$ del pelo $>31 \mu\text{m}$. El largo de las escamas en $\frac{1}{2}$ del pelo es $<1,9$ veces el ancho del pelo en esta sección (valor de decisión 1,8 veces) 6
- 6) La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo es $<1,3$. En esta sección, el largo de las escamas es $<23,32 \mu\text{m}$ y el ancho es $>13,85 \mu\text{m}$ *Oxymycterus rufus*
- 6') La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{2}$ del pelo es $>1,87$. En esta sección, el largo de las escamas es $>16,67 \mu\text{m}$ (valor de decisión $23,32 \mu\text{m}$) y el ancho es $<17,59 \mu\text{m}$ (valor de decisión $13,4 \mu\text{m}$)..... 7
- 7) Pelos con largo promedio $<13,88 \text{ mm}$. Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) es <879 8
- 7') Pelos con largo promedio $>13,48 \text{ mm}$ (valor de decisión $13,68 \text{ mm}$). Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) es >793 (valor de decisión 773) 9
- 8a) Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) es <500 . Pelos con largo $<11,03 \text{ mm}$. Pelos con ancho en el $\frac{5}{8}$ del pelo entre $32,48-45,3 \mu\text{m}$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{4}$ del pelo entre $3,41-5,33$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{3}{8}$ del pelo varía entre $3,33-6,13$. El ancho de la escama en $\frac{1}{2}$ del pelo ocupa entre el 16-60% del ancho del pelo en esta sección. La longitud promedio desde el extremo de inserción del pelo hasta donde terminan las escamas lanceoladas es $<6,23 \mu\text{m}$ *Calomys spp.*
- 8b) Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) varía entre 522-752. Pelos con largo entre $9,43-13,88 \text{ mm}$. Pelos con ancho en el $\frac{5}{8}$ de $31-48,48 \mu\text{m}$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{4}$ del pelo varía entre $3,47-8,04$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{3}{8}$ del pelo varía entre $4,2-7,07$. El ancho de la escama en $\frac{1}{2}$ del pelo ocupa entre el 19-51% del ancho. La longitud desde el extremo de inserción del pelo hasta donde terminan las escamas lanceoladas varía entre $8,87-7,85 \mu\text{m}$ *Akodon azarae*
- 8c) Pelos cuyo largo (en mm) por ancho (en μm) varía entre 462-879. Pelos con largo entre $8,15-13,5 \text{ mm}$. Ancho en el $\frac{5}{8}$ del pelo entre $34-67-67,08 \mu\text{m}$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{1}{4}$ del pelo varía entre $3,38-5,77$. La relación entre el largo y el ancho de las escamas en el $\frac{3}{8}$ del pelo varía entre $3,8-7,41$. El ancho de la escama en $\frac{1}{2}$ del pelo ocupa entre el 16-32% del ancho del pelo en esta sección. La longitud desde el extremo de inserción del pelo hasta donde terminan las escamas lanceoladas varía entre $3,07-7,17 \mu\text{m}$ *Oligoryzomys flavescens*
- 9) Pelos con escamas coronales en la región proximal o de inserción. Pelos con ancho máximo $<83 \mu\text{m}$. Pelos con ancho en el $\frac{5}{8}$ del pelo $<66 \mu\text{m}$. La relación entre el ancho en el $\frac{3}{8}$ respecto al ancho en $\frac{5}{8}$ es

>0,596. La longitud desde el extremo de inserción del pelo hasta donde terminan las escamas lanceoladas <8,36 mm *Scapteromys aquaticus*
 9') Pelos con escamas imbricadas en la región proximal o de inserción. Pelos con ancho máximo >50,67 μm (valor de decisión <83 μm). Pelos con ancho en el 5/8 del pelo >54,67 μm (valor de decisión 64 μm). La relación entre el ancho en el 3/8 respecto al ancho en 5/8 es <0,63 (valor de decisión 0,585). La longitud desde el extremo de inserción del pelo hasta donde terminan las escamas lanceoladas >9,36 mm
 *Holochilus brasiliensis*

II.8.5. Discusión.

Los pelos dorsales de cobertura presentan características morfológicas y morfométricas que nos permitieron identificar las especies a las que pertenecen. Es necesario el uso de varias de estas características para una mejor identificación de las especies. Los patrones cuticulares presentan mayor variabilidad de formas y nos resultaron más útiles que los patrones medulares para la identificación del material. Esta variabilidad se observó tanto entre pelos de distintas especies como entre individuos de una misma especie, y entre pelos de un mismo individuo. Por esta razón nosotros proponemos realizar observaciones de varios pelos (por lo menos tres) de un mismo individuo.

Por su condición hialina, las escamas o el patrón cuticular sólo son observables correctamente a partir de la realización de moldes. Aunque en nuestro caso optamos por la realización de moldes de pegamento vinílico, Davis (1966) y Busch (1986) realizaron moldes con gelatina obteniendo resultados similares. La médula puede observarse montando el pelo en agua, glicerina, alcohol, etc, o simplemente en los

pelos incluidos en el pegamento antes de ser retirados.

La técnica propuesta por Meyer (1997) no fue tenida en cuenta debido a que propone realizar dibujos de los patrones cuticulares de cada pelo a partir de fotografías obtenidas por medio de un microscopio electrónico, para luego ingresarlos a un programa computacional, metodología que resulta muy costosa y requiere de uso de aparatos sofisticados para la determinación de cada muestra. Si bien para la descripción de las características de los pelos nosotros usamos fotografías, aquí proponemos una herramienta para la identificación de los pelos a nivel específico realizando observaciones y mediciones sobre moldes vinílicos. Para las observaciones y mediciones sólo son necesarios una lupa y un microscopio óptico equipado con ocular graduado.

El uso de las funciones discriminantes de clasificación requiere realizar menos mediciones y por lo tanto se clasifican las muestras en menos tiempo respecto al uso de la clave. Además, el investigador puede programar una planilla de cálculo para agilizar el cálculo de las ecuaciones. Construimos la clave para aquellos que estén más

familiarizados con el uso de este tipo de material y para proveer una descripción de las características de los pelos de casi todas las especies de microroedores del centro de la provincia de Buenos Aires. No fueron incluidas las especies de *Ctenomys* (*C. talarum* y *C. porteوسي*) y *Reitrodon auritus*, que poseen una distribución discontinua o en localidades específicas del centro de la provincia de Buenos Aires. Esto debe ser tenido en cuenta por el investigador si posee material de localidades donde estas especies se encuentran presentes. Tanto la clave como las funciones discriminantes son útiles sólo si se dispone de pelos de cobertura de la región dorsal del animal (del lomo), ya que las características de los pelos son variables en las distintas regiones del cuerpo (Gurini, 1985).

Para la identificación de algunas especies no es necesario la utilización de la clave ni las funciones discriminantes: *O. rufus* presenta en el $\frac{1}{2}$ del pelo escamas de células altas, lo que es una característica que la diferencia de las otras especies de murinas autóctonos, *C. aperea* presenta escamas mosaico en toda la longitud del

pelo y *M. domesticus* presenta escamas pétalo diamante en la región media proximal del pelo, esto concuerda con lo observado por Gurini (1985). Otras especies son muy similares en cuanto a las características de los pelos: *R. rattus* y *R. norvegicus*, *H. brasiliensis* y *S. aquaticus*; y *A. azarae*, *D. kempi*, *Calomys* spp. y *O. flavescens*. Estas similitudes hacen que las funciones discriminantes produzcan errores.

Un mismo pelo presenta una gran variabilidad de formas y tamaños de escamas a lo largo del pelo. En los trabajos de Fernández y Rossi (1998), Chehébar y Martín (1989) y Busch (1986) no mencionan esta variación en el patrón de escamas y sólo hacen referencia a un solo tipo de escama para cada especie. Esto hace confusa la identificación del material a nivel específico. Este trabajo propone una técnica original y novedosa que implica la observación de variables morfológicas y morfométricas en sectores específicos a lo largo del pelo. Esto permitió disminuir la variabilidad tanto de formas de escamas observadas, como los valores morfométricos, permitiendo la correcta identificación del material a nivel específico.

Tabla II.11. Valores medios mínimo (Min) y máximo (Max) de las variables morfométricas. ¼, 3/8, ½, 5/8 y ¾ se refieren a las secciones del pelo, Fig. 1.

	<i>O. flavescens</i>			<i>O. rufus</i>			<i>A. azarae</i>			<i>D. kempfi</i>			<i>H. brasiliensis</i>			<i>S. aquaticus</i>		
	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max
Ancho máximo del pelo	6	44,00	68,83	6	56,67	72,52	6	40,00	55,29	6	41,33	46,67	7	87,33	104,67	6	59,33	82,14
Largo del pelo	6	8,15	13,50	6	13,33	16,50	6	9,43	13,88	6	9,57	10,43	7	17,33	23,07	6	13,48	20,40
Largo*ancho del pelo	6	462	879	6	829	1088	6	522	752	6	414,56	466,02	7	1572	2014	6	949	1375
Ancho/largo del pelo	6	37,18	84,45	6	34,34	49,50	6	28,81	58,61	6	40,66	48,28	7	37,86	58,09	6	29,08	52,23
Fin de las escamas lanceoladas	5	3,07	7,17	3	5,67	7,50	5	5,87	7,85	6	5,33	6,17	4	9,37	11,43	2	6,67	8,38
% escamas lanceoladas	5	0,33	0,67	3	0,40	0,45	5	0,47	0,62	6	0,56	0,62	4	0,47	0,58	2	0,43	0,62
Largo de escama en ¼	6	36,33	44,00	6	29,53	63,58	6	33,26	44,08	6	29,33	42,33	7	35,67	46,33	6	31,91	46,73
Ancho de escama en ¼	6	7,34	13,00	6	5,27	10,33	6	5,12	11,26	6	7,33	13,67	7	6,16	8,33	6	7,67	14,45
Ancho de pelo ¼	6	14,42	32,00	6	26,29	34,67	6	17,87	27,94	6	13,33	16,67	7	34,00	44,00	6	27,15	38,00
Largo de escama en 3/8	6	35,00	50,87	6	29,00	44,81	6	33,50	51,74	6	32,00	42,67	7	32,50	45,33	6	38,39	49,11
Ancho de escama en 3/8	6	6,86	10,48	6	6,52	14,50	6	5,94	8,95	6	7,33	10,00	7	6,50	9,50	6	7,67	12,00
Ancho de pelo 3/8	6	16,91	44,00	6	30,08	46,24	6	16,42	29,16	6	13,67	18,67	7	33,33	46,28	6	31,62	42,00
Largo de escama en ½	6	29,00	43,50	6	9,94	23,32	6	37,36	44,38	6	34,00	44,67	7	16,67	43,63	6	24,33	46,76
Ancho de escama en ½	6	7,40	12,33	6	13,85	30,50	6	6,06	10,17	6	6,67	9,00	7	7,00	13,08	6	8,00	17,59
Ancho de pelo ½	6	23,33	59,33	6	31,75	49,32	6	21,04	35,51	6	15,33	19,67	7	40,00	64,67	6	34,33	50,00
Largo de escama en 5/8	6	9,33	33,41	6	2,93	10,00	6	8,44	49,76	6	19,33	35,67	6	7,50	25,00	5	9,56	32,61
Ancho de escama en 5/8	6	8,19	16,67	4	8,30	25,60	6	9,28	18,84	6	10,00	23,67	6	7,00	19,58	5	11,30	28,50
Ancho de pelo 5/8	6	34,67	67,08	6	39,80	60,00	6	31,00	48,48	6	24,00	30,00	7	54,67	80,01	6	44,00	66,00
Largo de escama en ¾	6	4,00	10,54	4	3,10	5,83	6	3,64	11,00	6	5,67	10,33	7	4,46	8,72	4	5,15	14,05
Ancho de escama en ¾	4	7,33	23,39	4	5,93	17,15	5	7,53	16,40	0			4	8,00	15,36	4	13,32	14,50
Ancho de pelo ¾	6	41,33	64,87	6	40,23	65,33	6	33,59	56,44	6	33,67	45,33	7	69,33	96,92	6	47,84	72,67
Ancho escama/ancho pelo ¼	6	0,24	0,72	6	0,17	0,30	6	0,29	0,40	6	0,46	1,00	8	0,14	0,42	6	0,22	0,48
Largo escama/ancho pelo ¼	6	1,17	2,94	6	1,12	2,04	6	1,40	2,33	6	1,80	3,17	8	0,87	2,03	6	0,90	1,52
Largo escama/ancho escama ¼	6	3,38	5,77	6	4,04	12,06	6	3,47	8,04	6	2,15	5,59	8	4,65	6,10	6	2,90	5,17
Ancho escama/ancho pelo 3/8	6	0,21	0,44	6	0,14	0,35	6	0,28	0,39	6	0,41	0,73	8	0,18	0,38	6	0,23	0,31
Largo escama/ancho pelo 3/8	6	0,85	3,01	6	0,79	1,34	6	1,49	2,56	6	1,78	3,12	8	0,93	1,83	6	0,95	1,55
Largo escama/ancho escama 3/8	6	3,80	7,41	6	2,00	5,87	6	4,20	7,07	6	4,27	5,25	8	4,53	6,69	6	3,33	6,18
Ancho escama/ancho pelo ½	6	0,16	0,41	6	0,44	0,71	6	0,25	0,48	6	0,35	0,59	8	0,11	0,34	6	0,20	0,44
Largo escama/ancho pelo ½	6	0,5	1,9	6	0,2	0,6	6	1,1	1,8	6	1,7	2,6	6	0,3	1,0	6	0,5	1,2
Largo escama/ancho escama ½	6	2,35	5,57	6	0,33	1,30	6	3,70	7,32	6	3,78	6,70	8	2,38	5,31	6	1,87	5,36
Ancho escama/ancho pelo 5/8	6	0,16	0,32	4	0,20	0,56	6	0,19	0,51	6	0,42	0,85	7	0,11	0,27	5	0,22	0,65
Largo escama/ancho pelo 5/8	6	0,15	0,82	6	0,07	0,17	6	0,19	1,03	6	0,64	1,34	7	0,10	0,34	5	0,16	0,64
Largo escama/ancho escama 5/8	6	0,56	4,08	4	0,23	0,35	6	0,45	5,36	6	1,07	3,00	7	0,39	3,13	5	0,37	2,89
Ancho escama/ancho pelo ¾	4	0,12	0,39	4	0,13	0,37	5	0,22	0,41	0			5	0,06	0,21	4	0,19	0,29
Largo escama/ancho pelo ¾	6	0,07	0,20	4	0,08	0,12	6	0,11	0,26	6	0,14	0,25	8	0,06	0,14	4	0,08	0,21
Largo escama/ancho escama ¾	4	0,37	0,58	4	0,27	0,66	5	0,38	0,66	0			5	0,30	2,20	4	0,36	0,97

Tabla IV.6. (Continuación)

	<i>Calomys</i> spp.			<i>R. norvegicus</i>			<i>M. domesticus</i>			<i>R. rattus</i>			<i>C. aperea</i>		
	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max	N	Min	Max
Ancho máximo del pelo	6	38,00	56,00	6	50,67	126,00	6	36,00	54,67	6	56,67	154,67	6	101,33	140,00
Largo del pelo	6	7,00	11,03	6	11,20	17,75	6	6,00	10,00	6	9,87	15,98	6	23,50	34,43
Largo*ancho del pelo	6	285	500	6	567	2016	6	277	447	6	572	2455	6	2381	4545
Ancho/largo del pelo	6	41,09	72,59	6	45,24	95,88	6	36,00	91,11	6	51,83	112,08	6	37,37	46,85
Fin de las escamas lanceoladas	4	3,50	6,23	0			0			0			0		
% escamas lanceoladas	4	0,47	0,59	0			0			0			0		
Largo de escama en ¼	6	31,20	48,00	6	25,69	47,73	6	14,88	36,14	6	25,00	33,68	0		
Ancho de escama en ¼	6	9,00	10,63	6	9,50	16,40	6	9,30	15,14	6	8,33	22,33	0		
Ancho de pelo ¼	6	17,91	26,00	6	24,00	101,37	6	15,16	26,36	6	26,87	148,67	4	80,00	123,00
Largo de escama en 3/8	6	32,68	47,00	6	27,00	40,31	6	16,37	42,52	6	23,58	31,85	0		
Ancho de escama en 3/8	6	6,80	11,61	6	7,00	20,41	6	9,12	17,45	6	7,33	18,33	0		
Ancho de pelo 3/8	6	21,46	35,33	6	28,67	101,43	6	17,35	34,82	6	34,97	147,33	4	98,00	126,00
Largo de escama en ½	6	25,86	46,00	6	11,33	46,66	6	11,09	27,54	6	11,67	27,33	0		
Ancho de escama en ½	6	5,68	12,67	6	7,50	30,50	6	8,57	20,09	6	8,67	30,33	0		
Ancho de pelo ½	6	25,33	40,00	6	40,00	126,56	6	23,20	39,28	6	45,61	152,00	4	96,00	130,00
Largo de escama en 5/8	6	6,23	25,33	6	5,00	60,29	6	10,12	22,16	5	5,00	22,33	0		
Ancho de escama en 5/8	5	7,23	27,36	6	6,53	28,34	6	11,52	20,36	5	5,00	19,72	0		
Ancho de pelo 5/8	6	32,48	45,30	6	48,67	128,76	6	30,66	44,49	6	52,36	139,33	4	101,33	132,67
Largo de escama en ¾	4	3,45	7,23	5	4,67	7,16	6	3,79	8,31	5	4,00	10,31	0		
Ancho de escama en ¾	4	7,76	29,49	4	6,33	18,16	6	6,49	14,71	5	8,15	12,40	0		
Ancho de pelo ¾	6	22,51	54,18	6	44,00	119,42	6	25,67	41,21	6	32,00	104,80	4	73,33	123,33
Ancho escama/ancho pelo ¼	6	0,37	0,50	6	0,14	0,53	6	0,41	0,78	6	0,10	0,44	0		
Largo escama/ancho pelo ¼	6	1,42	2,18	6	0,37	1,51	6	0,76	1,83	6	0,17	1,25	0		
Largo escama/ancho escama ¼	6	3,41	5,33	6	1,57	3,23	6	1,26	3,29	6	1,12	3,80	0		
Ancho escama/ancho pelo 3/8	6	0,25	0,45	6	0,09	0,44	6	0,33	0,69	6	0,10	0,41	0		
Largo escama/ancho pelo 3/8	6	1,18	2,07	6	0,32	0,94	5	0,70	1,52	6	0,17	0,91	0		
Largo escama/ancho escama 3/8	6	3,33	6,13	6	1,56	4,16	6	1,40	4,66	6	1,36	4,09	0		
Ancho escama/ancho pelo ½	6	0,14	0,39	6	0,07	0,76	6	0,35	0,66	6	0,11	0,50	0		
Largo escama/ancho pelo ½	6	0,8	1,8	6	0,2	0,4	6	0,3	0,6	6	0,1	0,5	0		
Largo escama/ancho escama ½	6	2,56	6,76	6	0,37	5,55	6	0,93	2,41	6	0,38	3,15	0		
Ancho escama/ancho pelo 5/8	5	0,16	0,60	6	0,05	0,30	6	0,29	0,52	5	0,08	0,33	0		
Largo escama/ancho pelo 5/8	6	0,19	0,66	6	0,05	0,47	6	0,26	0,61	5	0,04	0,38	0		
Largo escama/ancho escama 5/8	5	0,38	2,23	6	0,39	9,24	6	0,85	1,78	5	0,26	4,47	0		
Ancho escama/ancho pelo ¾	4	0,15	0,64	4	0,07	0,23	6	0,16	0,45	5	0,09	0,31	0		
Largo escama/ancho pelo ¾	4	0,11	0,18	5	0,05	0,13	6	0,15	0,23	5	0,05	0,21	0		
Largo escama/ancho escama ¾	4	0,20	0,76	4	0,33	0,74	6	0,51	1,25	5	0,32	1,27	0		

Bibliografía

- Aplin, K. P., Brown, P. R., Jacob, J., Krebs, C. J., y Singleton, G. R. (2003).** *Field methods for rodent studies in Asia and the Indo-Pacific*. Camberra: Australian Center for International Agricultural Research. 223 págs.
- Battersby, J. E., y Greenwood, J. J. D. (2004).** Monitoring terrestrial mammals in the UK: past, present and future, using lessons from the bird world. *Mammal Review*, 34(1-2): 3-29.
- Battersby, S. A., Parsons, R., y Webster, J. P. (2002).** Urban rat infestations and the risk to public health. *Journal of Environmental Health Research*, 1(2): 4-12.
- Beaver, B. V., Reed, W., Leary, S., McKiernan, B., Bain, F., Shultz, R., y Bennett, B. T. (2001).** Report of the AVMA panel on euthanasia. *Journal of American Veterinary Medical Association*, 218(5): 669-696.
- Begon, M. (1979).** *Investigating Animal Abundance: Capture-recapture for biologist*. London: Edward Arnold. 97 págs.
- Begon, M., Harper, J. L., y Townsend, C. R. (1987).** *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades* (M. Costa, Trans.). Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 863 págs.
- Blackwell, G. L., Potter, M. A., y McLennan, J. A. (2002).** Rodent density indices from tracking tunnels, snap-traps and Fenn traps: do they tell the same story? *New Zealand Journal of Ecology*, 26(1): 43-51.
- Bronner, G., y Meester, J. (1987).** Comparison of methods for estimating rodent numbers. *Sud Africa Journal of Wildlife Research*, 17(2): 59-63.
- Brown, J. S. (1988).** Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22: 37-47.
- Brown, K. P., Moller, H., Innes, J., y Alterio, N. (1996).** Calibration of tunnel tracking rates to estimate relative abundance of ship rats (*rattus rattus*) and mice (*mus musculus*) in a New Zealand forest. *New Zealand Journal of Ecology*, 20(2): 271-275.
- Brownie, C., Hines, J. E., y Nichols, J. D. (1986).** Constant - parameter capture - recapture models. *Biometrics*, 42: 561-574.
- Busch, M. (1986).** Identificación de algunas especies de pequeños mamíferos de la provincia de Buenos Aires mediante características de sus pelos. *Physis (Buenos Aires)*, 44(107): 113-118.
- Castillo, E., Priotto, J., Ambrosio, A. M., Provensal, M. C., Pini, N., Morales, M. A., Steinmann, A., y Polop, J. J. (2003).** Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52(3): 135-141.
- Ceruti, R., Ghisleni, G., Ferretti, E., Cammarata, S., Sonzogni, O., y Scanziani, E. (2002).** Wild rats as monitors of environmental lead contamination in the urban area of Milan, Italy. *Environmental Pollution*, 117(2): 255-259.
- Chani, J. M. (1980).** *Guía de métodos de captura para el estudio de los vertebrados*. Mar del Plata: Universidad de Mar del Plata. 43 págs.
- Channon, D., Cole, M., y Cole, L. (2000).** A Long-term study of *Rattus norvegicus* in the London Borough of Enfield using returns as an indicator of sewer population levels. *Epidemiol. Infect.*, 125: 441-445.
- Chehébar, C., y Martín, S. (1989).** Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. *Doña Acta Vertebrata*, 16(2): 247-291.
- Childs, J. E., McLafferty, S. L., Sadek, R., Miller, G. L., Khan, A. S., DuPree, E. R., Advani, R., Mills, J. N., y Glass, A. G. (1998).** Epidemiology of rodent bites and prediction of rat infestation in New York city. *American Journal of Epidemiology*, 148(1): 78-87.
- Daniel, W. W. (1978).** *Applied Nonparametric Statistics*. Boston: Houghton Mifflin Company. 503 págs.

- Davis, D. E. (1951a).** A comparison of reproductive potential of two rat populations. *Ecology*, 32: 469-475.
- Davis, D. E. (1951b).** The relation between level of population and size and sex of norway rats. *Ecology*, 32: 459-461.
- Davis, D. E. (1951c).** The relation between the level of population and the prevalence of leptospira, salmonella, and capillaria in norway rats. *Ecology*, 32: 465-468.
- Day, M. G. (1966).** Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoat and weasels. *Journal of Zoology (London)*, 148: 201-217.
- Dearbon, N. (1939).** Sections aid in identifying hair. *Journal of mammalogy*, 20: 346-348.
- Fernández, G. J., y Rossi, S. M. (1998).** Medullar type and cuticular scale patterns of hairs of rodents and small marsupials from the Monte Scrubland (San Luis Province, Argentina). *Mastozoología Neotropical*, 5(2): 109-116.
- Filion, F. L. (1978).** Increasing the effectiveness of mail surveys. *Wildlife Society Bulletin*, 6(3): 135-141.
- Filion, F. L. (1987).** Encuestas humanas en la gestión de la vida silvestre (B. Orejas Miranda, Trans.). En R. Rodríguez Tarrés (Ed.), *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre* (Fourth Edition ed., pp. 463-477). Maryland: The Wildlife Society, Inc.
- Galliari, C. A., Berman, W. D., y Goin, F. J. (1991).** Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental. *Situación ambiental de la provincia de Buenos Aires*(5): 1-35.
- Galtung, J. (1978).** *Teoría y método de la investigación social*. (Quinta edición ed. Vol. 1). Buenos Aires: Editorial Universitaria de Buenos Aires. 1-205 págs.
- Glass, A. G., Korch, G. W., y Childs, J. E. (1988).** Seasonal and habitat differences in growth rates of wild *Rattus norvegicus*. *Journal of Mammalogy*, 69(3): 587-592.
- Gurini, L. B. (1985).** *Valor diagnóstico del pelaje y su aplicación al estudio de las interacciones tróficas, con referencia a especies del Delta Bonaerense*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 179 págs.
- Gurnell, J., Lurz, P. P. W., y Pepper, H. (2001).** *Practical Techniques for Surveying and Monitoring Squirrels*. Edinburgh: Forestry Commission Practice Note 11. Forestry Commission.
- Gurnell, J., Lurz, P. W. W., Shirley, M. D. F., Cartmel, S., Garson, P. J., Magris, L., y Steele, J. (2004).** Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain. *Mammal Review*, 34(1-2): 51-74.
- Hawthorne, D. W. (1987).** Daños provocados por animales silvestres y técnicas de control. En R. Rodríguez Tarrés (Ed.), *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre* (Vol. 431-462). Maryland: The Wildlife Society, Inc.
- Hayne, D. W. (1949).** Two methods for estimating population from trapping records. *Journal of Mammalogy*, 30(4): 399-411.
- Kerlinger, F. N. (1988).** Investigación de encuestas. En *Investigación del Comportamiento* (pp. 427-439): Mc Graw-Hill.
- Kotler, B. P. (1997).** Patch use by gerbils in a risky environment: manipulating food and safety to test four models. *Oikos*, 78: 274-282.
- Krebs, C. J. (1966).** Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs*, 36: 239-273.
- Krebs, C. J. (1978).** *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance* (Second edition ed.). New York: Harper & Row. págs.
- Krebs, C. J. (1989).** *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row. 653 págs.
- Langton, S. D., Cowan, D. P., y Meyer, A. N. (2001).** The occurrence of commensal rodents in dwellings as revealed by the 1996 English House Condition Survey. *J Appl Ecology*, 38(4): 699-709.

- Macdonald, D. W., Mathews, F., y Berdoy, M. (1999).** The behaviour and ecology of *Rattus norvegicus*: from opportunism to kamikaze tendencies. En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (pp. 49-80). Camberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Magurran, A. E. (1988).** *Ecological diversity and its measurement*. London: Croom Helm. 192 págs.
- Manly, B. (1991).** *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. London: Chapman and Hall. págs.
- Manly, B. (1996).** RT: a program for randomization testing (Version 2.0). Dunedin: CASM.
- Marshall, P. A., y Murphy, R. G. (2003).** Investigating residents' perceptions of urban rodents in Manchester, UK. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (pp. 473-476). Camberra: ACIAR.
- Meyer, W., Schnapper, A., y Hulmann, G. (2002).** The hair cuticle of mammals and its relationship to functions of the hair coat. *Journal of Zoology (London)*, -(256): 489-494.
- Meyer, W., Seger, H., Hulmann, G., y Neurand, K. (1997).** A computer-assisted method for the determination of hair cuticula patterns in mammals. *Berl.Munch.Tierarzls.Wschr.*(110): 81-85.
- Piantanida, M. J., y Petriella, A. M. (1976).** Estudio morfológico de los pelos de algunas especies de roedores de la provincia de Buenos Aires con el microscopio electrónico de barrido. *Physis (Buenos Aires)*, 35(seccion C. 90): 105-124.
- Rabinovich, J. E. (1980).** *Introducción a la ecología de poblaciones animales*. (1ra edición ed. Vol. 313). Mexico DF: Compañía Editorial Continental, S.A. 313 págs.
- Seber, G. A. F. (1973).** *The estimation of animal abundance and related parameters*. London: Charles Griffin & Company Limited. 503 págs.
- Sokal, R. R., y Rohlf, F. J. (1995).** *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research*. (Third edition ed.). New York: W.H. Freeman and Company. 885 págs.
- Southwood, T. R. E. (1978).** *Ecological Methods. With particular reference to the study of insect populations* (2da ed.). New York: Chapman and Hall. 524 págs.
- StatSoft, I. (1999).** *STATISTICA for Windows: Computer program manual*. Tulsa. págs.
- Traweger, D., y Slotta-Bachmayr, L. (2005).** Introducing GIS-modelling into the management of a brown rat (*Rattus norvegicus* Berk.) (Mamm. Rodentia Muridae) population in an urban habitat. *Journal of Pest Science*, 78(1): 17-24.
- Yo, S., Marsh, R. E., y Salmon, T. P. (1987).** Correlation of two census methods (food consumption and gnawing evidence) for assessing norway rat populations. En S. A. Shumake y R. W. Bullard (Eds.), *Vertebrate pest control and management materials* (Vol. 5, pp. 81-88). Philadelphia: American Society for Testing and Materials.

CAPÍTULO III: INFESTACIÓN DE ROEDORES EN LA CIUDAD DE BUENOS AIRES, ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN EN EL TIEMPO, ESPACIO Y POSIBLES CAUSAS.

III.1. Introducción

El número de animales que se encuentran en un área determinada depende de las características físicas y biológicas del lugar, que determinan su capacidad de carga (Begon et al., 1987). Mejores condiciones para una especie en un ambiente permitirán la existencia de un mayor número de individuos. Para los mamíferos los factores ambientales que controlan y regulan el tamaño de las poblaciones podrían ser clasificados en seis tipos: comida, agua, refugio, parásitos/enfermedades, predadores y competidores. Estos factores pueden variar en forma espacial y temporal, por lo que también se producirán cambios en el número máximo de individuos que puede ser soportado por el ambiente (Rabinovich, 1980). Las condiciones en el ambiente deben mantenerse el tiempo necesario para que la población alcance el equilibrio con el sistema, ya que esta muestra un retardo en la respuesta a los cambios en los parámetros del sistema.

El estudio de las variaciones de la abundancia de una población en el espacio y el tiempo permiten identificar los posibles factores causantes de estos cambios (Aplin et al., 2003). Conocer las condiciones que permiten que una población esté establecida en un lugar es necesario para su manejo, siendo uno de los principios del Manejo Integrado de Plagas y el Manejo de Roedores Basado en la Ecología (Singleton et al., 1999).

En el presente capítulo se estudia la abundancia de roedores a escala de toda la ciudad de

Buenos Aires con el objetivo de: 1) analizar las variaciones temporales de la abundancia de roedores, 2) determinar las zonas de la ciudad con mayor abundancia de roedores, y 3) determinar las posibles causas de las variaciones en la abundancia de roedores. Para cumplir con estos objetivos se utilizaron como indicadores de abundancia los registros de denuncias de presencia de roedores recibidas por el Gobierno de la ciudad de Buenos Aires y se realizaron en distintos puntos de la ciudad encuestas a los vecinos sobre la presencia de roedores

III.2. Materiales y métodos

III.2.1. Denuncias de roedores

Recibir denuncias respecto a diversos problemas es uno de los métodos utilizados por administraciones gubernamentales para informarse y responder a los problemas surgidos en distintas áreas de su responsabilidad. El Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires tiene una línea telefónica para recibir denuncias respecto a la presencia de animales plagas en la ciudad como roedores, quirópteros, insectos, etc.

Con el objetivo particular de analizar la variación temporal de la abundancia de roedores se estudió la variación de las denuncias realizadas por los ciudadanos por mes en cada una de los 16 Centros de Gestión y Participación (14 CGPs con 2 de ellos subdivididos) de la ciudad de Buenos Aires, figura III.1. Cada uno de estos CGP abarca varios barrios de la ciudad, figura III.2. Las

denuncias fueron recibidas telefónicamente por la Dirección General de Control de la Calidad Ambiental, perteneciente a la Secretaría de Gobierno y Control Comunal del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires. Se analizó el período mayo de 2001 a diciembre de 2002 y se eliminaron las denuncias recibidas entre enero y abril de 2001 debido a que se observaron valores extremadamente altos en alguno de esos meses. Se cree que este número anormalmente elevado de denuncias de roedores recibidas se produjeron como consecuencia de casos fatales por Leptospirosis producidos en esa época, y a la masiva difusión de esta información en los medios de comunicación (Diego Martínez, Director General de Control de la Calidad Ambiental, comentarios personales). Se realizó un ANOVA de un factor de medidas repetidas (Zar, 1996) para analizar las variaciones estacionales en el número de denuncias de roedores, juntando las denuncias de cada estación del año y manteniendo separados los datos de los dos años y de los distintos CGP. Se consideró verano desde enero hasta marzo, otoño desde abril hasta junio, invierno desde julio hasta septiembre y primavera desde octubre hasta diciembre. Además, se analizó la asociación entre el número de denuncias de roedores recibidas por mes en toda la ciudad con la temperatura media mensual y las precipitaciones mensuales, utilizando correlaciones lineales simples (Zar, 1996). Este análisis fue realizado también considerando un tiempo de retardo, es decir, que se analizó la asociación del número de denuncias recibidas con la temperatura y precipitaciones en los meses anteriores, aplicando tiempos de retardo de hasta cuatro meses. Se eliminó la tendencia observada en la serie temporal de denuncias recibidas de manera de cumplir el supuesto de estacionalidad.

Para describir las posibles causas de las diferencias en el número de denuncias entre CGPs se analizó la asociación entre este número y variables demográficas, sociológicas y de estructura del ambiente utilizando la prueba no paramétrica de Spearman. Las variables analizadas se muestran en la tabla III.1. En las figuras III.3. a III.14. se muestra el patrón espacial de las variables analizadas que se consideraron más importantes. Debido a que las áreas de los distintos CGPs no son iguales, tanto el número de denuncias por CGP como las variables de la tabla III.1. fueron estandarizadas por la superficie de cada CGP expresada en hectáreas. Estas variables fueron calculadas usando el ArcView Gis 3.2.a. (Esri, 1999) a partir de datos del censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991) y de cartografía digital de la ciudad de Buenos Aires. Se realizó un análisis de regresión múltiple por pasos hacia adelante usando como variable respuesta el número de denuncias recibidas por cada 1000 ha, y como variables explicativas las descritas en la tabla III.1. (Hill, 1979). Previamente se analizó si se cumplía con los supuestos del modelo. Las variables densidad de frigoríficos, de otras industrias, de departamentos, de inquilinos y la proporción de la superficie ocupada por cobertura arbórea necesitaron ser transformadas para cumplir con el supuesto de normalidad. A estas variables se les aplicó la transformación logarítmica: $x_i' = \ln(x_i)$. La proporción de la superficie ocupada por villas de emergencia y la densidad de casillas fueron eliminadas del análisis por no lograr su normalización. De acuerdo con Hill (1979), se usó un F de entrada mayor o igual a cuatro, un F de remoción menor a cuatro y una tolerancia igual a 0,01.

Tabla III.1. Variables consideradas como posibles fuentes de explicación del número de denuncias recibidas en cada CGP y en los polígonos de Tiessen correspondientes a los 104 puntos donde se realizaron las encuestas. Fuente: INDEC. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 1991 (INDEC, 1991).

Variables	Descripción
Personas	Número de personas que viven en el área
Mujeres	Número de mujeres que viven en el área
Hombres	Número de varones que viven en el área
Casas A	Número de casas A en cada área, y son casas no consideradas tipo B
Casas B	Número de casas B en cada área. Se refiere a todas las casas que cumplen por lo menos con una de las siguientes condiciones: tienen piso de tierra o ladrillo suelto u otro material (no tienen piso de cerámica, baldosa, mosaico, mármol, madera o alfombrado) o no tienen provisión de agua por cañería dentro de la vivienda o no disponen de inodoro con descarga de agua
Departamentos	Número de departamentos en cada área
Casillas	Número de casillas en cada área
Viviendas totales	Número de viviendas totales (casas A y B, departamentos y casillas) en cada área
Inquilinos	Número de viviendas con inquilinos en cada área
Familias con NDBI	Número de familias con necesidades básicas insatisfechas (NDBI)
Personal ocupado	Número de puestos de trabajo en cada área
Industrias metalúrgicas, textiles, alimenticias, etc.	Número de industrias metalúrgicas, alimenticias, textiles, frigoríficas, químicas y otras. Las industrias fueron consideradas por tipo y todas juntas.
Proporción del área ocupado por espacios verdes	Proporción de la superficie ocupada por plazas, parques o áreas parquizadas (de uso público o restringido) relativo a la superficie total de cada área
Proporción de la superficie ocupada por distintas clases de cobertura	De Pietri y Karszenbaum (2000) definieron cinco clases de cobertura en las que clasificaron el total de la superficie de la ciudad de Buenos Aires, las clases fueron: 1-vegetación arbórea (>75% cobertura de árboles), 2-vegetación herbácea (>75% cobertura herbácea), 3-desarrollo urbano con alta proporción de vegetación (>50% cobertura vegetal y <50% construida), 4-desarrollo urbano con moderada proporción de vegetación (<50% cobertura vegetal y >50% construida) y 5-desarrollo urbano con escasa proporción de vegetación (<5% cobertura vegetal y >80% construida)
Altura media, mínima y máxima	Para cada área se estimaron la altura media, mínima y máxima sobre el nivel del mar (en metros) a partir de cartografía de la ciudad

Figura III.1. Límites de las áreas de incumbencia de cada una de los 16 Centros de Gestión y Participación en la ciudad de Buenos Aires (CGP 1 a 14, los CGP 2 y 14 a su vez están subdivididos).

Figura III.2. Barrios de la ciudad de Buenos Aires.

Figura III.3. Número de personas por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991).

Figura III.4. Número de casas tipo A por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991). Para la descripción de esta variable consulte la tabla [III.1](#).

Figura III.5. Número de casas tipo B por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991). Para la descripción de esta variable consulte la tabla [III.1](#).

Figura III.6. Número de departamentos por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991).

Figura III.7. Número de casillas por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991).

Figura III.8. Número de viviendas totales por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991).

Figura III.9. Número de familias con necesidades básicas insatisfechas (NDBI) por manzana según el censo nacional de personas de 1991 (INDEC, 1991).

Figura III.10. Número de puestos de trabajo por manzana.

Figura III.11. Industrias de la ciudad de Buenos Aires clasificadas como metalúrgicas, alimenticias, textiles, frigoríficas, químicas y otras.

Figura III.12. Superficie ocupada por los espacios verdes y villas de emergencia en la ciudad de Buenos Aires. Como espacios verdes fueron considerados áreas ocupadas por plazas, parques o áreas parquizadas de uso público o restringido.

Figura III.13. Clases de cobertura urbana definidas por De Pietri y Karszenbaum (2000) obtenida por el procesamiento del modelo 1 que utilizó una imagen LANDSAT/TM del 4 de diciembre de 1997. Las clases quedaron definidas como: **1)** vegetación arbórea con >75% cobertura de árboles, **2)** vegetación herbácea con >75% cobertura herbácea, **3)** desarrollo urbano con alta proporción de vegetación (D.U. baja cob. vegetal) donde >50% cobertura vegetal y <50% construida, **4)** desarrollo urbano con moderada proporción de vegetación (D.U. moderada cob. vegetal) con <50% cobertura vegetal y >50% construida y **5)** desarrollo urbano con escasa proporción de vegetación (D.U. alta cob. vegetal) con <5% cobertura vegetal y >80% construida.

Figura III.14. Altura sobre el nivel del mar de la superficie de la ciudad de Buenos Aires.

III.2.2. Encuestas sobre la presencia de roedores

Para analizar las variaciones espaciales en la abundancia de roedores a partir de un indicador distinto a las denuncias, se evaluó la abundancia de roedores mediante encuestas en puntos regularmente distribuidos en la ciudad de Buenos Aires. Para esto se realizó una encuesta estructurada a los vecinos, que como se discutió en el capítulo anterior, permite construir índices para estimar la abundancia de roedores.

En primer lugar se realizó un muestreo piloto con el objetivo de analizar la existencia de variaciones en las respuestas de los vecinos y la factibilidad de programar una campaña definitiva. Se distribuyeron 12 puntos en forma regular en el norte de la ciudad de Buenos Aires. Las encuestas se realizaron a personas interceptadas en la vía pública. La primera interacción con el encuestado fue informarle sobre el motivo de la encuesta y la institución responsable de la misma. Una vez que la persona aceptó ser encuestada el encuestador caracterizó a cada persona anotando el sexo, se le estimó la edad, se le preguntó si trabajaba o vivía en el barrio, y la dirección donde trabajaba o vivía. En el caso de que la persona trabajara en el barrio donde estaba siendo encuestado se le aclaró que respondiera respecto al sitio donde trabajaba. El muestreo piloto se realizó durante los días 16 y 17 de diciembre de 2002. En cada punto se encuestaron entre 16 y 27 personas, contabilizando en total 287 encuestados. Usando pruebas de homogeneidad se analizó si la proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional o haberlas

visto en su barrio fue homogénea según los distintos sitios, según el sexo de las personas o según la edad.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la encuesta piloto (que se detallan más adelante), el tiempo que se demora en realizar las encuestas y en trasladarse a los distintos puntos de la ciudad, se decidió distribuir 104 puntos en forma regular en toda la ciudad de Buenos Aires, aumentar a 40 el número de encuestados por sitio, mantener aproximadamente constante la proporción de sexos, y encuestar sólo personas mayores a 30 años. Los 104 puntos quedaron separados por una distancia mínima de 1414m (figura III.15.). Durante los meses de enero y febrero de 2003 se realizaron las encuestas en 103 de los 104 puntos de la ciudad de Buenos Aires, ya que no se pudo acceder a uno de los puntos (punto 84, figura III.15.). Se encuestó a las personas de la misma manera que en el muestreo piloto. Los encuestadores registraron las características de las personas encuestadas ya mencionadas, pero asignaron las personas a una de las siguientes clases de edad: entre 30 y 39, entre 40 y 49, entre 50 y 59 y más de 60 años. Se preguntó al encuestado sobre la localización aproximada de su casa o trabajo para mantener su anonimato, pero poder ubicarlos espacialmente en forma aproximada. En esta parte del trabajo la escala de análisis es toda la ciudad de Buenos Aires (de aproximadamente 20000 ha de superficie), por lo que imprecisiones de 100 m en la ubicación de las viviendas o lugares de trabajo de los encuestados son consideradas despreciables, y permiten mantener a las

Figura III.15. Ubicación de los puntos donde se realizaron las encuestas en el muestreo definitivo. Estos puntos se distribuyeron en forma regular separados por 1414 m formando una grilla en sentido noreste-sudoeste que cubrió el total la superficie de la ciudad de Buenos Aires.

personas anónimas, lo que les da confianza para contestar (observaciones personales). A cada persona se le realizaron cuatro preguntas respecto a su experiencia con roedores. La figura III.16 muestra la planilla utilizada en el campo con las preguntas realizadas y la información registrada por el encuestador, las preguntas 3 y 4 no fueron consideradas en el presente trabajo.

Los encuestados fueron ingresadas a un Sistema de Información Geográfico y se los georreferenció usando la ubicación de su unidad funcional a partir de la posición implícita aportada por los encuestados (dirección, calle y altura o cruce de calles). Debido a que algunas personas fueron encuestadas en un sitio pero vivían o trabajaban cerca de otro de los puntos donde se realizaron las encuestas, fueron reasignadas por

proximidad a cada uno de los 103 puntos donde se realizaron las encuestas. Para esto se construyeron polígonos de Tiessen (Bailey y Gatrell, 1995) a partir de los puntos donde se realizaron las encuestas, figura III.17. Se asignó los encuestados al polígono donde estaba ubicada la unidad funcional donde vivían o trabajaban. Para cada polígono se calculó la proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional o haberlos visto en el barrio en un período menor a 365, 180 ó 90 días. Estos índices de abundancia relativa fueron analizados y discutidos en el capítulo anterior, y se calcularon según las ecuaciones presentadas en ese capítulo (ecuaciones II.5 a II.10.).

Figura III.16. Planilla de campo usada para encuestar a las personas en 103 puntos de la ciudad de Buenos Aires donde se observan las preguntas realizadas y la información registrada sobre los encuestados.

PLANILLA N°: 14		FECHA: 18/2/03		ENCUESTADOR: Rejino	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	N° SITIO: 199	N° ASIGNADO:
SEXO: F <input checked="" type="checkbox"/>	M <input type="checkbox"/>	EDAD: 30-40 <input type="checkbox"/>	40-50 <input checked="" type="checkbox"/>	>50 <input type="checkbox"/>	N° ENCUESTADO:
VIVE <input checked="" type="checkbox"/>	42-05	casa <input type="checkbox"/>	depto <input checked="" type="checkbox"/>		
TRABAJA <input type="checkbox"/>	casa <input type="checkbox"/>	depto <input type="checkbox"/>	ed. publ. <input type="checkbox"/>	via publ. <input type="checkbox"/>	negocio <input type="checkbox"/>
otros <input type="checkbox"/>					
Me podría decir la dirección o calle y altura? <u>Maria o Acosta 3400</u>					
1 Vio ud. lauchas o ratas en su barrio? si <input checked="" type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/>					
Cuando fue la ultima vez? <u>7 días</u> Donde fue? <u>Tiro y M. Acosta</u>					
2 Vio alguna vez ratas, objetos mordidos o cacas en su casa/trabajo? si <input type="checkbox"/> no <input checked="" type="checkbox"/>					
Cuando fue la ultima vez?					
3 Vio ratas en algún otro barrio de la Cap. Fed? si <input checked="" type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/>					
Cuando fue la ultima vez? <u>42-05</u> Donde fue? <u>Entre Rios y Sa Juan</u>					
4 Algún conocido suyo fue mordido por ratas? si <input type="checkbox"/> no <input checked="" type="checkbox"/>					
Cuando fue? Donde fue?					
Observaciones:					

Figura III.17. Polígonos de Tiessen construidos a partir de los 104 puntos donde se realizarían las encuestas distribuidos regularmente cada 1414 m en la superficie ciudad de Buenos Aires, figura [III.15](#).

Se realizaron mapas para analizar la variación espacial de los índices de abundancia relativa de roedores estimados a partir de las encuestas. La proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (PropUF90) fue interpolada para toda la superficie de la ciudad de Buenos Aires a partir de los valores que toma esta variable en el centro de los polígonos de Tiessen, es decir, en los 103 puntos donde se realizaron las encuestas. Para la interpolación se usó la media móvil espacial ponderada, utilizando una potencia (r) igual a dos y un radio fijo de 2001 m de manera de incorporar los nueve vecinos más cercanos en las regiones centrales del área y entre seis y cuatro vecinos en los bordes (Bailey y Gatrell, 1995). Debido a que la PropUF90 fue el índice estimado a partir de las encuestas que mostró la mayor asociación con la abundancia de roedores estimada a partir de muestreos de capturas (capítulo II), se analizó la asociación de este índice con variables demográficas, sociológicas y de estructura del ambiente usando correlaciones lineales simples (Sokal y Rohlf, 1995). Las variables que se observaron asociadas con la PropUF90 fueron ingresadas en primer lugar en Modelos Lineales Generalizados usando la técnica por pasos hacia adelante para incorporar las variables explicativas en modelos de regresión múltiple (Anexo 4). Por tratarse la variable respuesta de una proporción, se asumió una distribución binomial de su error y se utilizó la función logística como función nexo. Las variables utilizadas como predictoras se muestran en la tabla III.1. y figuras III.3. a III.14. y son las mismas que fueron analizadas para las denuncias

de roedores recibidas en cada CGP. Debido a que las áreas de los distintos polígonos no son iguales, las variables fueron estandarizadas usando la superficie de cada polígono expresada en hectáreas.

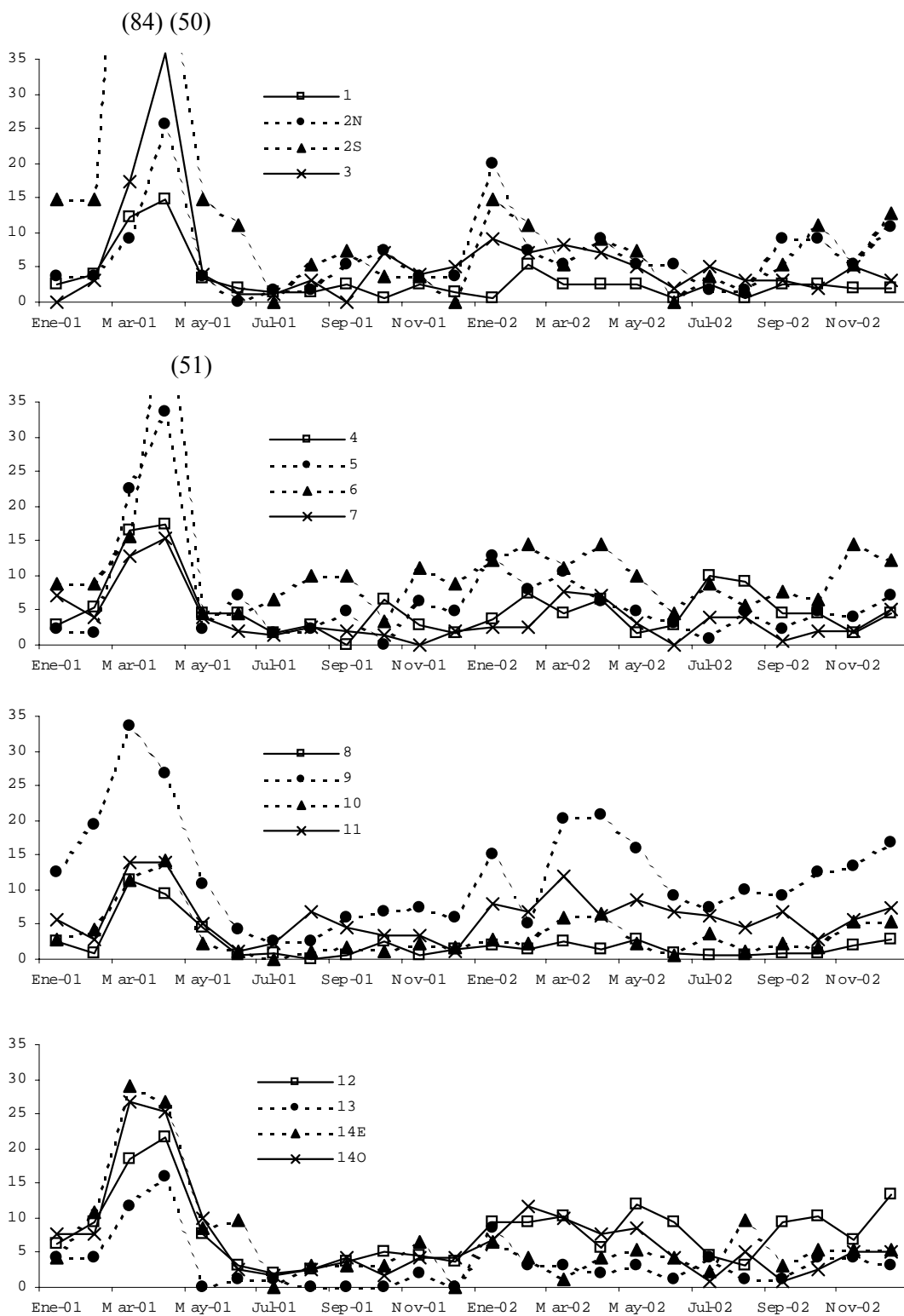
Por último, se calculó para cada CGP la proporción de personas encuestadas que manifestaron haber visto roedores en el barrio en los últimos 90 y 365 días y se lo comparó con el número de denuncias sobre roedores observadas en el período mayo de 2001 a diciembre de 2002. Para esto se usó una correlación no paramétrica de Spearman. Se utilizó la respuesta respecto a roedores vistos en el barrio debido a que para esta pregunta los encuestados respondieron respecto a experiencias de haber visto roedores en la vía pública. Las denuncias respecto a roedores recibidas son, en su mayoría, también respecto a la presencia de roedores en la vía pública que es incumbencia del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.

III.2. Resultados

III.2.1. Denuncias recibidas

La Dirección General de Control de la Calidad Ambiental recibió en el período 2001-2002 un total de 2817 denuncias respecto a la presencia de roedores en las 16 áreas correspondientes a los CGPs. Los CGPs 2 sur y 9 presentaron la mayor cantidad de denuncias mientras que en el CGP 8 se registró la menor cantidad, seguida por el CGP 1 (tabla III.2. y figura III.18.). Los meses de marzo y abril de 2001 fueron los que presentaron los máximos

Figura III.18. Número de denuncias recibidas cada 1000 ha en cada uno de los Centros de Gestión y Participación 1 a 14 (2N= 2 norte, 2S= 2 sur, 14E= 14 este y 14O= 14 oeste) en el período 2001-2002. Los valores fuera del gráfico se presentan entre paréntesis.



números de denuncias, superando hasta 4 veces la media mensual. En los meses de verano, otoño y primavera de 2002 se presentó un mayor número de denuncias respecto a los meses de primavera de 2001 e invierno de ambos años ($F_{5, 75}=17,60$; $p<0,000$), figura III.19. La cantidad de denuncias de roedores recibidas estuvo asociada con la temperatura media mensual y las precipitaciones mensuales. El coeficiente más alto se observó con la temperatura media mensual del mes anterior, seguida por la de dos meses atrás. No se observó una asociación entre las denuncias recibidas y las precipitaciones mensuales analizadas con retrasos de hasta 4 meses (tabla III.3. y figura III.19.).

Tabla III.2. Número de denuncias cada 1000 ha recibidas por la Dirección General de Control de la Calidad Ambiental de cada uno de los CGPs de la ciudad de Buenos Aires desde enero de 2001 a diciembre de 2002.

CGP	Denuncias/1000ha
CGP 1	76,8
CGP 2 Norte	160,4
CGP 2 Sur	297,2
CGP 3	142,7
CGP 4	128,2
CGP 5	159,0
CGP 6	265,9
CGP 7	94,2
CGP 8	54,5
CGP 9	293,5
CGP 10	85,2
CGP 11	145,2
CGP 12	192,0
CGP 13	79,0
CGP 14 Este	162,4
CGP 14 Oeste	166,4

El número de denuncias mostró asociación positiva significativa con la densidad de industrias alimenticias y totales en el área de los CGPs, tabla III.4. Asociaciones débiles (con p entre 0,05 y 0,25) y positivas se observaron con la densidad de personas (mujeres, varones y totales), de departamentos, de viviendas, de familias con necesidades básicas insatisfechas, de industrias textiles, de otras industrias y con la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada proporción de cobertura vegetal, tabla III.4. Asociaciones débiles y negativas se observaron con la proporción de la superficie ocupada por espacios verdes, la proporción del área ocupada por desarrollo urbano con alta proporción de cobertura vegetal, con la proporción del área ocupada con alta cobertura

Tabla III.3. Asociación entre el número de denuncias recibidas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires y las precipitaciones mensuales (entre t-4 y t) y las temperaturas medias mensuales (entre t-4 y t). Se informa el coeficiente de correlación lineal simple (r) y la probabilidad exacta (p).

	r	p
Precipitación mensual en t	0,399	0,081
Precipitación mensual en t-1	0,018	0,939
Precipitación mensual en t-2	0,109	0,649
Precipitación mensual en t-3	-0,134	0,573
Precipitación mensual en t-4	0,094	0,695
Temperatura media en t	0,574	0,008
Temperatura media en t-1	0,786	0,000
Temperatura media en t-2	0,812	0,000
Temperatura media en t-3	0,531	0,016
Temperatura media en t-4	0,136	0,567

Tabla III.4. Análisis de asociación entre el número de denuncias de roedores recibidas por hectárea y las variables demográficas, sociológicas y de la estructura del ambiente de las áreas correspondientes a cada uno de los Centros de Gestión y Participación (N=16). Se informa el coeficiente de asociación de Spearman (r), y la probabilidad exacta de la prueba. Las variables fueron descriptas en la tabla III.1.

Variables	Por CGP	
	r	p
Densidad de personas	0,421	0,105
Densidad de mujeres	0,382	0,144
Densidad de varones	0,471	0,066
Densidad de casas A	0,194	0,472
Densidad de casas B	0,271	0,311
Densidad de departamentos	0,332	0,209
Densidad de casillas	0,259	0,333
Densidad de viviendas	0,365	0,165
Densidad de inquilinos	0,156	0,564
Densidad de familias con necesidades básicas insatisfechas	0,350	0,184
Densidad de personal ocupado	0,185	0,492
Densidad de ind. textiles	0,362	0,169
Densidad de ind. alimenticias	0,644	0,007
Densidad de frigoríficos	0,156	0,564
Densidad de otras industrias	0,415	0,110
Densidad de ind. metalúrgicas	0,128	0,637
Densidad de ind. químicas	-0,091	0,737
Densidad de industrias totales	0,644	0,007
Proporción del área del CGP ocupada por espacios verdes	-0,412	0,113
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con baja cobertura vegetal	0,250	0,350
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal	0,353	0,180
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con alta cobertura vegetal	-0,371	0,158
Proporción del área ocupada con alta cobertura herbácea	-0,376	0,151
Proporción del área ocupada con alta cobertura arbórea	-0,432	0,094
Proporción del área ocupada por villas	-0,423	0,102
Altitud media	0,282	0,289
Altitud mínima	0,216	0,421
Altitud máxima	0,059	0,829

herbácea y con la proporción del área ocupada por villas de emergencia. El modelo de regresión múltiple incorporó solamente la densidad de industrias como variable explicativa, indicando que se reciben un mayor número de denuncias en los CGP donde existe una mayor densidad de industrias, tabla III.5.

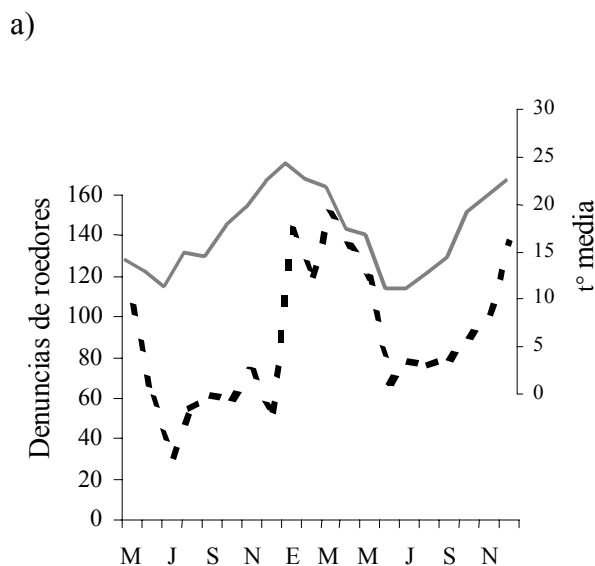


Figura III.19. a) Número de denuncias de roedores recibidas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires entre mayo de 2001 y diciembre de 2002 (línea punteada), temperatura media mensual en grados centígrados (t° media y línea continua) y b) precipitaciones en milímetros.

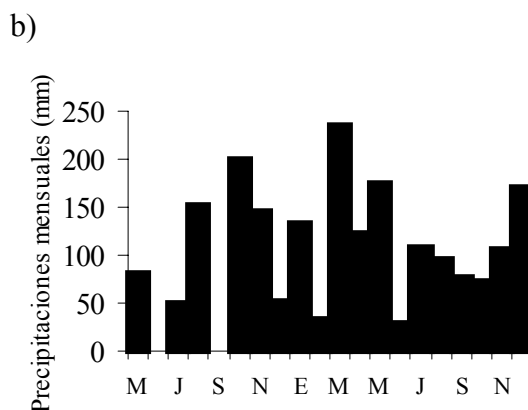


Tabla III.5. Modelo de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre el número de denuncias de roedores recibidas y variables demográficas, sociológicas y del ambiente en la ciudad de Buenos. R= 0,962 R²= 0,925, F_(1; 15)=183,65; p<0,000.

	Beta	Error estándar	b	Error estándar	t (15)	p
Densidad de industrias	0,961	0,071	0,578	0,0427	13,552	0,000

III.2.2. Encuesta sobre roedores

En el muestreo piloto el 37,3% (N=287) de los encuestados respondió haber visto ratas o lauchas en el barrio. Esta cantidad fue marginalmente no homogénea entre los distintos puntos donde se realizaron las encuestas, figura III.20. Un 22% (N=287) de los encuestados contestó haber tenido roedores en su casa el último año. Estas frecuencias no fueron homogéneas en los puntos de muestreo, figura III.20. Se observó que las mujeres habían visto roedores en su unidad funcional con mayor frecuencia que los hombres ($X^2= 6,87$; $gl=1$; $p=0,01$). Para que las diferencias en las proporciones no estén asociadas a la proporción de sexos existente en los puntos de encuesta, en el muestreo definitivo se decidió fijar la proporción de sexos. En cada punto del muestreo definitivo se buscó que la representación de mujeres fuera aproximadamente del 40%, que fue la representación observada en el muestreo piloto. Las personas menores de 30 años

estuvieron poco representadas entre los encuestados, por lo que se decidió no encuestar personas de estas edades en el muestreo definitivo.

En el muestreo definitivo se encuestó un total de 4243 personas distribuidas en 103 puntos de la Ciudad de Buenos Aires. Se georreferenció el 98,02% de los encuestados, el resto de los registros fueron eliminados debido a que no se pudieron georreferenciar con la información aportada por los encuestados (figura III.21.). En promedio un 0,1078 (d.e.=0,0900) de las personas encuestadas en la ciudad de Buenos Aires manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días. Los puntos donde la mayor proporción de personas manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días fueron los ubicados en la Villa 3 (o de los piletones) en Villa Soldati (0,5900), en la Villa 31 de Retiro y en el puerto de Buenos Aires (0,4615), figura III.22. Los puntos donde esta proporción fue menor (0,000) estuvieron

Fig III.20. Proporción de personas que manifestaron a) haber tenido roedores en su unidad funcional ($X^2 = 25,576$; $gl= 11$; $p=0,008$) y b) haberlas visto en su barrio ($X^2 = 19,928$; $gl= 11$; $p=0,046$) en los puntos donde se realizaron las encuestas en el muestreo piloto. Las proporciones son presentadas en una escala cuantitativa, donde círculos más grandes indican mayores valores del índice de infestación de roedores sobre la media, los cuadrados más grandes indican menores valores del índice debajo del valor medio.



Figura III.21. Ubicación de las unidades funcionales (UF) de las personas encuestadas.

ubicados en Puerto Madero, Monserrat, Recoleta, Palermo, Belgrano, Núñez, Colegiales, Chacarita y Villa Lugano. El patrón espacial de la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional y/o haberlas visto en su barrio en los últimos 90, 180 y 365 días fueron similares (figura III.22. y III.23.), mostrando altos valores de correlación ($p < 0,001$ para todas las comparaciones). Sin embargo, en monoblocks ubicados en Lugano (Lugano I y II, punto 101 y en Gral. Paz, punto 99) y en Villa Soldati (punto 98), aunque la proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional estuvo alrededor de la media, la proporción de personas que manifestaron haberlos visto en el barrio fue más alto ($\text{PropBA90} > 0,600$), figura III.22. y III.23. Al interpolar la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días se observó que en la zona sur de la ciudad se formó una gran área con valores mayores al 0,130 (figura III.24.). En el centro y hacia el noroeste de la ciudad se observaron valores alrededor de la media, con proporciones de entre 0,065 y 0,130, con pequeñas zonas con valores un poco superiores o inferiores. Valores menores a 0,065 se observaron en la zona de Puerto Madero, San Nicolás y

Monserrat, en una gran área en el noreste de la ciudad ocupando los barrios de Recoleta, parte de Palermo, Belgrano, Colegiales, Chacarita y Villa Ortúzar. Otras zonas aisladas con valores por debajo de 0,065 se observaron en Villa Lugano, Villa Riachuelo, Constitución, Parque Patricios, Villa Crespo, Almagro, Villa Gral. Mitre, Caballito, Núñez, Villa Urquiza, Villa Devoto, Villa Pueyrredón y Villa Real (figura III.24.).

La proporción de personas que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional se encontró asociada con varias de las variables analizadas. Se observaron asociaciones negativas y significativas entre esta proporción y la densidad de personas (mujeres, varones y totales), de departamentos, de viviendas, de industrias textiles, y con la altura máxima sobre el nivel del mar del polígono. Se observaron asociaciones positivas y significativas con la densidad de frigoríficos y la proporción del área del polígono ocupada por villas de emergencia (tabla III.7.). El modelo de regresión múltiple incorporó como variables explicativas a la densidad de departamentos con pendiente negativa, y a la proporción de la superficie ocupada por villas de emergencia y la densidad de frigoríficos con pendientes positivas (tabla III.8.).

Figura III.22. Proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos: a) 90 días, b) 180 días y c) 365 días. Los valores de esta proporción se muestran en una escala gráfica dividida en intervalos equivalentes al desvío estándar de la variable. El cuadrado más chico representa el valor promedio de esta proporción.

Fig III.22. Continuación.

Fig III.22. Continuación.

Fig III.23. Proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su barrio en los últimos: a) 90 días, b) 180 días y c) 365 días. Los valores de esta proporción se muestran en una escala gráfica dividida en intervalos equivalentes al desvío estándar de la variable. El cuadrado más chico representa el valor promedio de esta proporción.

Fig III.23. Continuación.

Fig III.23. Continuación.

Fig III.24. Interpolación de la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días interpolada. Los valores se presentan en una escala cuantitativa dividiendo el rango en 7 intervalos. Los colores rojos más intensos indican valores más altos, mientras que colores azules más intensos indican valores más bajos del índice de abundancia relativa.

Tabla III.7. Análisis de asociación entre el número de denuncias de roedores recibidas por hectárea y las variables demográficas, sociológicas y de la estructura del ambiente de las áreas correspondientes a los 104 polígonos de Tiessen (Todos) y en los polígonos donde la superficie ocupada por villas de emergencia fue menor al 2% (Sin Villas). Se informa el coeficiente de correlación lineal (r), y la probabilidad exacta de la prueba. Las variables fueron descriptas en la tabla III.1.

Variables	Todos		Sin Villas	
	r	p	r	p
Densidad de personas	-0,305	0,002	-0,169	0,106
Densidad de mujeres	-0,299	0,002	-0,163	0,118
Densidad de varones	-0,302	0,002	-0,173	0,097
Densidad de casas A	0,009	0,930	0,276	0,008
Densidad de casas B	-0,008	0,940	0,247	0,017
Densidad de departamentos	-0,302	0,002	-0,241	0,020
Densidad de casillas	0,136	0,172	-0,014	0,892
Densidad de viviendas	-0,303	0,002	-0,011	0,919
Densidad de inquilinos	-0,096	0,337	-0,195	0,061
Densidad de familias con NBI	-0,153	0,124	-0,038	0,718
Densidad de personal ocupado	-0,175	0,077	-0,110	0,295
Densidad de ind. textiles	-0,251	0,010	-0,166	0,113
Densidad de ind. alimenticias	-0,048	0,634	0,127	0,226
Densidad de frigoríficos	0,222	0,024	0,358	0,000
Densidad de otras industrias	-0,051	0,607	0,120	0,251
Densidad de ind. metalúrgicas	0,139	0,160	0,315	0,002
Densidad de ind. químicas	0,001	0,994	0,166	0,112
Densidad de industrias totales	-0,057	0,568	0,176	0,091
Proporción del área del CGP ocupada por espacios verdes	-0,011	0,916	-0,191	0,067
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con baja cobertura vegetal	-0,019	0,847	-0,029	0,781
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal	0,074	0,457	0,292	0,005
Proporción del área ocupada con desarrollo urbano con alta cobertura vegetal	-0,084	0,401	-0,227	0,029
Proporción del área ocupada con alta cobertura herbácea	0,009	0,926	-0,175	0,093
Proporción del área ocupada con alta cobertura arbórea	-0,007	0,941	-0,196	0,060
Proporción del área ocupada por villas	0,389	0,000	-	-
Altitud media	-0,140	0,159	0,055	0,600
Altitud mínima	-0,069	0,490	0,099	0,347
Altitud máxima	-0,261	0,008	-0,119	0,257

Tabla III.8. Modelo Lineal Generalizado de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (PropUF90) y las variables demográficas, sociológicas y del ambiente de la ciudad de Buenos Aires en cada uno de los polígonos de Tiessen. D.deptos: densidad de departamentos, P.villas: proporción de la superficie ocupada por villas de emergencia, D.frigoríficos: densidad de frigoríficos. Varianza explicada por el modelo 24,21%.

	Coefficientes	t	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				361,057	102			
Intercepción	-1,946	-23,863	0,000					
D.deptos	-0,008	-4,463	0,000	306,873	101	54,184	1	0,000
P.villas	9,452	5,383	0,000	282,733	100	24,140	1	0,000
D.frigoríficos	3,079	3,214	0,000	273,647	99	9,086	1	0,003

Tabla III.9. Modelo Lineal Generalizado de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (PropUF90) y las variables demográficas, sociológicas y del ambiente de la ciudad de Buenos Aires en los polígonos de Tiessen cuya superficie ocupada por villas de emergencia fue menor al 2%. D.frigoríficos: densidad de frigoríficos, D.U.moderada: desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal y Altura máxima: altura sobre el nivel del mar máxima en el polígono. Varianza explicada por el modelo 23,15%.

	Coefficientes	t	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				207,010	92			
Intercepción	-2,675	-12,450	0,000					
D.frigoríficos	4,246	4,417	0,000	187,204	91	19,806	1	0,000
D.U.moderada	1,582	4,422	0,000	174,418	90	12,786	1	0,000
Altura máxima	-0,022	-3,766	0,000	159,093	89	15,326	1	0,000

En varios de los polígonos donde existen villas de emergencia la PropUF90 mostró valores de más de dos desvíos estándares sobre la media (figura III.22 y III.12.), esto hace que gran parte de la variación observada se deba a los valores extremadamente altos de abundancias de roedores en este tipo de ambiente. Para analizar qué factores estarían determinando la abundancia de

roedores en el resto de la ciudad (aproximadamente el 91% de la superficie restante) se decidió volver a realizar los análisis univariados y el análisis de regresión múltiple eliminando de los análisis a los polígonos donde más del 2% de la superficie estuviera ocupada por villas de emergencia. Para este subgrupo de polígonos la proporción de personas que

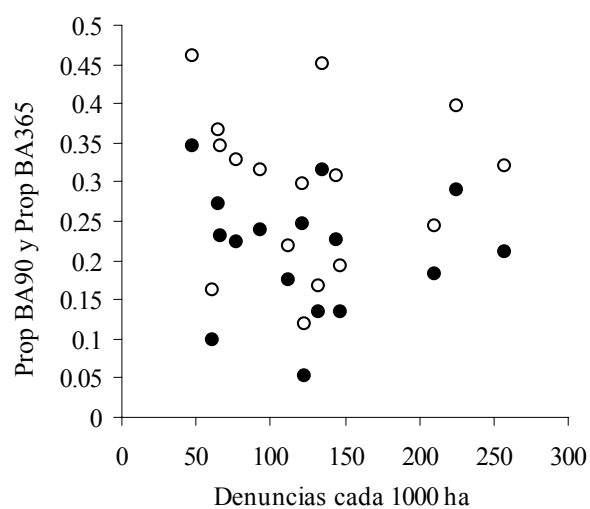
manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días estuvo asociada positiva y significativamente con la densidad de casas tipo A y B, de frigoríficos, de industrias metalúrgicas y con la proporción del polígono ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal, tabla III.7. Asociaciones negativas y significativas se observaron con la densidad de departamentos y con la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con alta cobertura vegetal, tabla III.7. El modelo de regresión múltiple que mejor describió la variable respuesta incluyó con pendiente positiva a la densidad de frigoríficos y a la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal y con pendiente negativa a la altura máxima del polígono, tabla III.9. A su vez, la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal está altamente correlacionada con la densidad de casas A ($r=0,8468$; $p=0,000$) y de casas B ($r=0,7987$; $p=0,000$).

El número de denuncias recibidas por CGP no se encontró asociada con la proporción de personas por CGP que manifestó haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días, ni tampoco en los últimos 365 días, figura III.25.

III.4. Discusión

A través de la realización de encuestas se pudo determinar que las distintas zonas de la ciudad de Buenos Aires difieren en la abundancia de roedores, presentando la zona sur de la ciudad las mayores abundancias y la zona noreste las

Fig III.25. Proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 o 365 días (Prop UF90 y Prop UF365 respectivamente) en función del número de denuncias de roedores recibidas por Centro de Gestión y Participación estandarizadas por la superficie (Denuncias cada 1000ha). Prop UF90 vs denuncias de roedores recibidas: $r=-0,147$; $p=0,587$; y Prop UF365 vs denuncias de roedores recibidas: $r=-0,126$; $p=0,641$.



menores abundancias. Las zonas identificadas como de mayor abundancia de roedores en este estudio coinciden con las descritas por Coto (2001). El análisis de variables demográficas, sociológicas y ambientales permitieron identificar los posibles factores causantes de los distintos niveles de abundancia de roedores en la ciudad de Buenos Aires, lo que permitiría definir áreas con distintas problemáticas y distintos enfoques para su control.

Según nuestros resultados, las villas de emergencia son las que presentan la mayor abundancia de roedores y deberían ser prioritarias en el diseño y aplicación de programas de control.

Estos ambientes son exclusivos de América del Sur y no es posible adaptar fácilmente programas de control elaborados para otras partes del mundo. Fernández (2005) implementó y evaluó un Programa Integral de Control de Roedores en la Villa 31 de Retiro, concluyendo que el control de roedores es posible, pero que son necesarias políticas de saneamiento ambiental y de educación sanitaria a largo plazo para lograr que los niveles de infestación se mantengan bajos. La proporción de la superficie ocupada por villas es la variable que más contribuye a explicar las diferencias en la abundancia de roedores a escala de la ciudad de Buenos Aires. Por el contrario, los sitios con alta concentración de edificios representan un ambiente desfavorable para los roedores. En estos ambientes es escasa la disponibilidad de espacios libres (sobre todo espacios abiertos como patios, jardines, etc) que pueden ser colonizados por roedores, ya que la estructura compacta de las áreas donde son abundantes los departamentos limitaría las vías de entrada. Todos los indicadores de altos niveles de urbanización de la ciudad de Buenos Aires, como la abundancia de departamentos, de viviendas y de personas que viven en el área, muestran asociación negativa con la abundancia de roedores. En la ciudad de Buenos Aires las zonas más densamente pobladas se encuentran ubicadas a lo largo de las avenidas Santa Fe (continuando por Cabildo) y del Libertador hacia el norte y la avenida Rivadavia hacia el oeste (figura III.3.). A lo largo las avenidas Cabildo y del Libertador se observaron los valores de abundancia más bajos, mientras que en la avenida Rivadavia se observan valores bajos sólo en el centro de Caballito (figura III.24.). La densidad de departamentos sintetiza

bien las características ambientales anteriormente mencionadas, lo que se refleja en el modelo de regresión múltiple donde presenta pendiente negativa con la abundancia de roedores. La densidad de frigoríficos, por estar ubicados en zonas de la ciudad aptas para otro tipo de actividades industriales, podría ser un indicador de la presencia de todo tipo de industrias, que representan ambientes favorables para los roedores. Se ha observado que las industrias no alimenticias representan uno de los elementos urbanos con mayor abundancia de roedores (Bajomi y Sasvári, 1986) mientras que la infestación por roedores en industrias alimenticias no era tan frecuente. En el presente trabajo no se encontraron diferencias según el tipo de industria; estos resultados serán presentados y discutidos en el capítulo IV.

Quando se eliminaron los polígonos con villas de emergencia, la densidad de casas (A y B) y la proporción de superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal se mostraron asociados positivamente con la abundancia de roedores. La densidad de departamentos y la densidad de frigoríficos mantuvieron la asociación observada para todos los polígonos, mientras que surgió una asociación positiva con la densidad de industrias metalúrgicas. Nuevamente, según el modelo de regresión, sitios con abundantes frigoríficos generan un ambiente favorable para roedores. Los valores altos de proporción de cobertura urbana con moderada cobertura vegetal se observan principalmente en áreas de la ciudad donde predominan viviendas tipo casas, que mostrarían mayor abundancia de roedores que los edificios de

departamentos. La altura máxima sobre el nivel del mar, última variable incluida por el modelo, describe cómo se fueron ocupando los terrenos de la ciudad de Buenos Aires. Las zonas más altas fueron ocupadas primero, mientras que las zonas bajas fueron ocupadas después o siguen vacantes (Nabel y Pereyra, 2002). Estas últimas representan áreas de urbanización reciente donde son frecuentes los problemas infraestructurales.

El número de denuncias recibidas sobre roedores fue explicado por la densidad de industrias en el área y está de acuerdo con lo observado por otros autores (Bajomi y Sasvári, 1986). Sin embargo, no parecería ser un buen estimador para evaluar las variaciones espaciales de la abundancia de roedores, ya que no se asoció con la proporción de personas que manifestó haber visto roedores en su barrio, y sí estuvo relacionada con la densidad de personas. El número de denuncias podría ser afectado más por diferencias en la motivación de las personas que viven en los distintos CGP que por la abundancia de roedores en éstos. Se observa por ejemplo, que en el CGP 8 se recibió el número más bajo de denuncias de roedores. Mientras que en este área existen varias villas de emergencia donde se observaron los valores más elevados en la proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en el barrio en los últimos 90 días (figura III.23.). Posiblemente, las necesidades de las personas que viven en estos barrios no los motive a reclamar al Estado sobre la problemática de roedores, a diferencia de los barrios de clases sociales más altas, donde la presencia de roedores en la vía pública motiva a los vecinos a realizar estas denuncias. Las posibles diferencias de

motivación en distintos CGPs no invalidan el análisis de las variaciones en el tiempo, ya que salvo en casos donde la motivación varía abruptamente por eventos particulares (como se observó en marzo y abril de 2001, figura III.18.), podría considerarse constante para períodos cortos de tiempo.

Bajomi (1993) observó ciclos estacionales de abundancia de ratas (*R. norvegicus* y *R. rattus*) en la ciudad de Budapest, con mayores abundancias en los meses con mayor temperatura media. Las denuncias recibidas muestran el mismo patrón observado por este autor, aunque un mayor número puede estar asociado no sólo a cambios en la abundancia de roedores sino también a cambios comportamentales. Por ejemplo, en la estación cálida aumentan los movimientos dispersivos por juveniles en muchas especies de roedores ocupando espacios vacantes, por lo que serían necesarios estudios de seguimientos de poblaciones en el tiempo utilizando otras técnicas de muestreo para determinar si existen ciclos estacionales en la abundancia de roedores en la ciudad de Buenos Aires.

La realización de encuestas resultó apropiado para evaluar la abundancia de roedores a la escala de la ciudad, lo que sería imposible de abordar en tan poco tiempo utilizando técnicas tradicionales como los muestreos de captura. Todo el muestreo se completó en dos meses y fue llevado a cabo por 4 o 5 personas que realizaban las encuestas en forma simultánea durante 5 hs diarias. La desventaja, respecto a los muestreos de captura, es que no se obtiene información sobre

las especies, debido a que las personas encuestadas no las distinguen. Sin embargo, muestreos complementarios de captura en lugares puntuales permiten obtener información sobre la

abundancia, composición, representatividad, dominancia y diversidad de especies de roedores en la ciudad de Buenos Aires. Estos temas serán tratados en el próximo capítulo.

Bibliografía

- Aplin, K. P., Brown, P. R., Jacob, J., Krebs, C. J., y Singleton, G. R. (2003).** *Field methods for rodent studies in Asia and the Indo-Pacific*. Camberra: Australian Center for International Agricultural Research. 223 págs.
- Bailey, T., y Gatrell, A. (1995).** *Interactive Spatial Data Analysis*. Edinburgh: Addison Westey Longman Limited. 1-413 págs.
- Bajomi, D. (1993).** Chronology of a rat control programme with lasting success. *Public Health*, 10: 14-19.
- Bajomi, D., y Sasvári, K. (1986).** *Results of eight years examination of the habitats of residual urban Norway rat populations after eradication*. Presentado en Twelfth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California.
- Begon, M., Harper, J. L., y Townsend, C. R. (1987).** *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades* (M. Costa, Trans.). Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 863 págs.
- De Pietri, D. E., y Karszenbaum, H. (2000, Noviembre 6-10).** *Aportes de la teledetección en la distribución y características de la vegetación urbana en la Ciudad de Buenos Aires*. Presentado en IX Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Misiones, Argentina.
- Esri. (1999).** ArcView GIS (Version 3.2a). New York: Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fernández, S. M. (2005).** *Implementación y evaluación de un Programa Integral de Control de roedores en un ambiente urbano marginal de la ciudad de Buenos Aires, Argentina*. Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 38 págs.
- Hill, M. A. (1979).** *Annotated computer output for regression analysis. BMDP Tech. Rep. 48, NIHDDR contract N01-RR-8-2107.*: Sciences Computing Facility, University of California, L.A., California. 79 págs.
- INDEC, I. N. d. E. y. C. (1991).** *Censo nacional de población y vivienda, Secretaría de Planeación*: Presidencia de la Nación, República Argentina. págs.
- Nabel, P. E., y Pereyra, F. X. (2002).** *El paisaje natural bajo las calles de Buenos Aires*. Buenos Aires: Museo Argentino de Ciencias Naturales. págs.
- Rabinovich, J. E. (1980).** *Introducción a la ecología de poblaciones animales*. (1ra edición ed. Vol. 313). Mexico DF: Compañía Editorial Continental, S.A. 313 págs.
- Singleton, G. R., Leirs, H., Hinds, L. A., y Zhang, Z. (1999).** Ecologically-based management of rodent pests - Re-evaluating our approach to an old problem. En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (pp. 17-29). Camberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Sokal, R. R., y Rohlf, F. J. (1995).** *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research*. (Third edition ed.). New York: W.H. Freeman and Company. 885 págs.
- Zar, J. R. (1996).** *Biostatistical Analysis* (Third edition ed.). New Jersey: Printice Hall. 662 págs.

CAPÍTULO IV : COMUNIDADES DE ROEDORES DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES

IV.1. Introducción

La composición de una comunidad en una región está determinada tanto por eventos históricos y evolutivos como actuales, que influyen sobre la posibilidad de la presencia de distintas especies y sobre sus interacciones. A escala geográfica, los principales factores determinantes de la distribución de las especies son el clima, la temperatura, el régimen de las precipitaciones y el tipo de uso de la tierra. A escala local, la presencia de una especie estará determinada principalmente por la disponibilidad de hábitats favorables y por las interacciones con otras especies. El hábitat representa un espacio físico donde los individuos desempeñan sus actividades, donde se proveen de recursos como alimento, refugio, sitios de nidificación y parejas; donde están afectados por la presencia de competidores, depredadores, parásitos y patógenos; y donde están sujetos a determinadas condiciones que pueden ser más o menos favorables para la especie, influyendo en el éxito reproductivo de cada individuo (Morris, 1987b). A escala local, las características del hábitat influyen sobre la distribución de los organismos produciendo una distribución no aleatoria de los individuos en el espacio.

Muchas de las especies animales que estaban presentes en el área donde se estableció la ciudad de Buenos Aires actualmente han desaparecido como consecuencia de la expansión de las condiciones inherentes de una ciudad, la

desaparición del paisaje natural y de los hábitats favorables para ellas (Morello et al., 2000). Sin embargo, en la ciudad de Buenos Aires, así como en otras ciudades, junto con elementos típicamente urbanos se encuentran espacios abiertos que pueden presentar características similares a los ambientes presentes antes de su asentamiento.

En los espacios abiertos es posible encontrar comunidades vegetales y animales compuestas por especies autóctonas e introducidas, en especial aquellas especies adaptadas a disturbios frecuentes y con gran capacidad colonizadora. Algunas especies de pequeños roedores autóctonos de la región Pampeana como *A. azarae*, *C. laucha*, *C. musculus*, *O. flavescens* y *Cavia aperea* requieren áreas relativamente pequeñas para establecerse y pueden encontrarse habitando ambientes urbanizados (Castillo et al., 2003; Massoia y Fornes, 1967; Miño et al., 2001; Pearson, 1967). Las especies de roedores comensales *R. rattus*, *R. norvegicus* y *M. domesticus* ocupan una gran variedad de ambientes tanto urbanizados como naturales de la región (ej. Bilenca et al., en prensa; Castillo et al., 2003; Gómez Villafañe et al., 2005; Miño et al., 2001).

Con el fin de determinar las características de las comunidades de roedores que ocupan distintos ambientes de la ciudad de Buenos Aires, qué condiciones ambientales

favorecen la presencia de roedores y para obtener información útil para el manejo, se plantearon los siguientes objetivos: 1) Identificar las especies de roedores presentes en distintos ambientes de la ciudad de Buenos Aires con diferentes niveles de intervención antrópica y características estructurales, 2) Describir las características estructurales del hábitat de distintos ambientes de la ciudad de Buenos Aires, 3) Relacionar la composición específica de las comunidades y la abundancia relativa de las especies de roedores con las características estructurales de los ambientes.

Para cumplir con estos objetivos se eligieron cuatro unidades representativas del paisaje urbano de la ciudad de Buenos Aires con características distintas: la Reserva Ecológica Costanera Sur, los parques de la ciudad (Parque de Los Niños, Parque de la Memoria, Parque Roca y Parques de la Facultad de Agronomía y Veterinaria), un barrio residencial carenciado (la Villa 31 de Retiro), y un barrio donde se integran la actividad comercial, industrial y residencial (el “Barrio de Mataderos”). El tipo de uso que se les da a los sitios elegidos difiere considerablemente: La Reserva Ecológica Costanera Sur es un área abierta para la conservación de especies, siendo las principales actividades desarrolladas en este lugar la conservación, recreación, educación e investigación. Entre los factores que impactarían en mayor medida sobre las comunidades vegetales y animales, en este sitio, están el “saneamiento” de las lagunas que impide que se colmaten y conviertan en pastizales, la gran afluencia de visitantes (recibe entre 25000 y 300000 personas

por año de Francesco, 2001) y los incendios frecuentes.

Los parques de la ciudad estudiados son representantes de áreas abiertas donde las principales actividades que se desarrollan son de recreación, incluyendo los parques de la Facultad de Agronomía y Veterinaria que se encuentran abiertos al público y reciben gran cantidad de visitantes. En estos parques además hay espacios verdes destinados a la investigación, como cultivos experimentales o áreas de cría de animales de granja, como vacas, ovejas, caballos, etc. En los parques el principal efecto de perturbación sería el corte de pasto frecuente en los espacios vegetados, seguido por el impacto que generan las actividades recreativas. Sin embargo, debido a su gran extensión, en todos ellos hay áreas que no son segadas y donde se puede encontrar vegetación espontánea con altura y cobertura variable. Estos ambientes en general se encuentran en lugares donde el terreno tiene pendientes pronunciadas por lo que el personal no puede realizar las tareas de mantenimiento; en áreas cerradas al público, o poco accesibles.

La Villa 31 es un área residencial con algunos negocios dispersos como almacenes, kioscos o ferreterías. Es un barrio que se desarrolló sin planeamiento, ya que, como otros barrios carenciados, está asentado sobre terrenos fiscales e ilegalmente ocupados. Las redes de servicios “públicos” como el agua de red, cloacas y luz fueron tendidas por los mismos vecinos sin planeamiento o autorización de las prestadoras de servicios. Presenta porciones de la superficie sin ocupar a los que no se les realiza mantenimiento

alguno. En estas áreas se desarrolla vegetación espontánea con características similares a la vegetación espontánea presente en los parques.

Por último, el Barrio Mataderos es un área donde se dan simultáneamente las actividades industrial, comercial y residencial. La mayor proporción de la superficie está ocupada por construcciones y calles, y en menor proporción por jardines, patios y espacios abiertos recreativos de poca extensión, como plazas.

Se realizaron muestreos de roedores y del ambiente en estas cuatro unidades del paisaje urbano de la ciudad de Buenos Aires (la Reserva Ecológica Costanera Sur, los parques de la ciudad, el barrio carenciado y el barrio residencial-industrial-comercial). Estas unidades presentan heterogeneidad interna, ya que incluyen distintos ambientes, que de acuerdo a Forman y Godron (1985), constituirían áreas homogéneas dentro del paisaje. Debido a que el concepto de homogeneidad es ambiguo y carece de sentido si se lo desvincula de la escala de observación o análisis, es que se hace necesario determinar la escala de trabajo (Gallopín, 1982; Matteucci, 1998). Se trabajó con una escala de 1:20000, ya que a esta escala se pueden distinguir parches de tamaño acorde con el área de acción de los roedores. A esta escala cartográfica es posible reconocer los distintos tipos de vegetación por su fisonomía (Leon et al., 1979), distinguiéndose por ejemplo pastizales, lagunas, bosques y matorrales, entre los ambientes naturales, y áreas edificadas, vías de comunicación y espacios parquizados entre los urbanos. Bajo esta concepción, los ambientes naturales (o elementos del paisaje

natural) suelen coincidir con una comunidad vegetal (ej. bosques de alisos, pastizales de cortadera, matorrales ribereños) (Forman y Godron, 1985). Dentro de la Reserva Ecológica Costanera Sur se realizaron muestreos de roedores en más de un ambiente, como se detalla más adelante. En las otras tres unidades de paisaje, por cuestiones operativas, los muestreos de roedores se realizaron en un sólo tipo de ambiente. En los parques de la ciudad se realizaron los muestreos sólo en parches de vegetación espontánea. En la villa 31 y el barrio Mataderos los muestreos se realizaron en las áreas edificadas (viviendas, comercios, industrias, etc.). El hábitat, definido como una porción del espacio donde una población animal puede desarrollarse con abundancia mayor a cero (Fretwell, 1972), puede abarcar uno o varios ambientes distintos. Sin embargo, debido a que aquí fueron definidos los ambientes de manera que abarquen el espacio requerido por los roedores estudiados, es que en un ambiente queda incluido el hábitat.

En el presente capítulo se describen en primer lugar las comunidades de roedores de cuatro unidades del paisaje de la ciudad de Buenos Aires considerados en forma separada. Se describen y analizan la estructura de micro y macrohábitat. Hacia el final del capítulo se comparan las comunidades de roedores entre las unidades del paisaje y se evalúa la asociación entre las comunidades de roedores y la proporción en que se presentan los distintos ambientes en cada unidad.

IV.2. Reserva Ecológica Costanera Sur

El área que corresponde a la Reserva Ecológica Costanera Sur (en adelante “la reserva”) comprende 350 ha y está ubicada al Oeste de la Av. Costanera sobre terrenos ganados al Río de la Plata. La reserva es una importante área de recreación y es visitada diariamente por un gran número de personas. En ella están representadas aproximadamente 220 especies vegetales, espontáneas (autóctonas e introducidas) y cultivadas. También alberga un gran número de vertebrados, como peces, reptiles, aves y mamíferos (Faggi y Cagnoni, 1987). Los ambientes que se distinguen por la extensión que ocupan y su valor escénico son los bosques de alisos (*Tessaria integrifolia*), los bañados y lagunas (con totorales y juncuales), los matorrales ribereños y los pastizales de cortaderas (*Cortaderia selloana*). Además están presentes, ocupando una menor extensión, otros ambientes como bosques de sauces (*Salix humboldtiana*), arbustales de chilca (*Baccharis salicifolia*) y bosques de paraísos (*Melia azedarach*), etc, figura IV.1.

Los objetivos particulares de esta sección fueron:

- 1) Estudiar las comunidades de pequeños roedores presentes en la Reserva Ecológica Costanera Sur en cuanto a su composición específica y la abundancia de las distintas especies,
- 2) Analizar las variaciones espaciales y temporales de las abundancias de los roedores a lo largo de un año, y

- 3) Describir las características del hábitat para estos roedores.

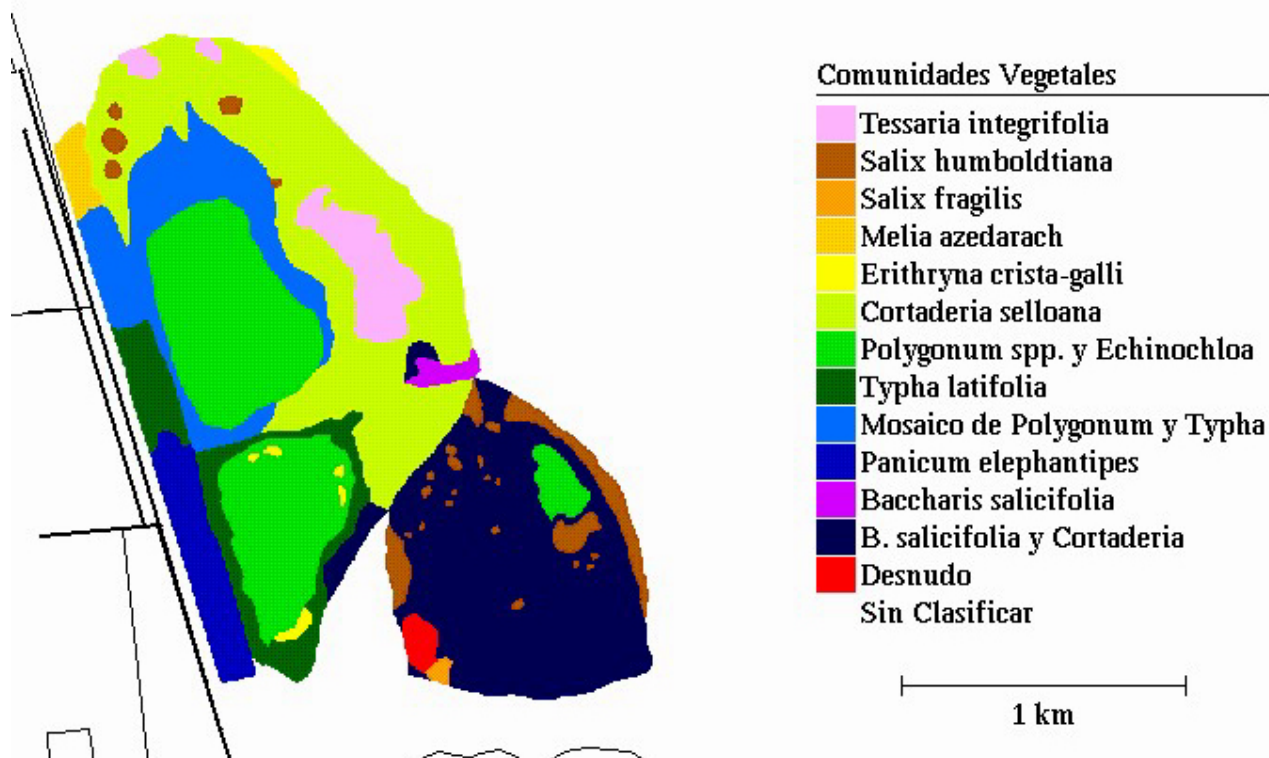
IV.2.1. Materiales y Métodos

Muestreo piloto

Con el objetivo de tener representada la mayor parte de las especies de pequeños roedores presentes en la reserva se seleccionaron siete comunidades vegetales diferentes: una dominada por cortadera y paraíso (*C. selloana* y *M. azedarach*), una dominada por ligustros (*Ligustrum* spp.), una dominada por totora (*Typha latifolia*), una dominada por lirio (*Iris pseudacorus*), un matorral ribereño dominado por cortadera y ceibo (*Erythrina crista-galli*), una dominada por pastizales de cortadera, un bosque de alisos (*Tessaria integrifolia*), y una dominada por cortadera y alisos. En cada ambiente se colocaron una o dos transectas de trampeo que cubrían 300 m. La ubicación de las transectas se muestra en la figura IV.2.

En cada transecta se ubicaron 30 trampas de captura viva, 15 tipo Sherman y 15 jaulas. Ambos tipos de trampas fueron colocados en forma alternada y separadas cada 10 m. Las trampas jaula fueron cebadas con carne vacuna y zanahoria mientras que las Sherman fueron cebadas con una mezcla de pasta de maní y grasa. Las trampas funcionaron un total de 3 noches consecutivas (del 8 al 10 de octubre de 2002) y fueron revisadas diariamente por la mañana.

Figura IV.1. Comunidades vegetales de la Reserva Ecológica Costanera Sur (Gentileza de la Administración del la RECS).



Muestreos estacionales de roedores

En función de la superficie que ocupan los ambientes, de las especies capturadas en el muestreo piloto y de las condiciones de los hábitats, se seleccionaron tres de los ambientes anteriormente estudiados para los muestreos definitivos: el bosque de alisos, el pastizal de cortadera y el matorral ribereño, figura IV.2. Los muestreos se realizaron desde el otoño de 2004 al verano de 2005, con frecuencia estacional.

En cada ambiente se colocaron 3 transectas de trampas de 200 metros de largo cada una. En cada transecta se instalaron 40 trampas de captura viva, 20 tipo Sherman y 20 jaulas. Las trampas de distinto tipo se colocaron intercaladas y espaciadas cada 5 m. Las trampas fueron

cebadas, revisadas y funcionaron durante el mismo intervalo de tiempo que en el muestreo piloto.

Las ratas (*Rattus* sp.) capturadas fueron anestesiadas inyectando Ketamina y Xilacina en forma intramuscular (dosis de 40 mg/kg y 5 mg/kg respectivamente), mientras que el resto de los roedores fue anestesiado por inhalación de éter sulfúrico. Se determinó la especie de los ejemplares capturados a partir de su morfología externa. Los animales fueron pesados, medidos y sexados. A los individuos de las especies autóctonas se les asignó una marca individual y fueron devueltos a sus sitios de captura. Los roedores exóticos (*R. norvegicus* y *M. domesticus*) fueron sacrificados y depositados en la colección

Figura IV.2. Fotografía aérea donde se detalla la ubicación de las transectas de captura en la Reserva Ecológica Costanera Sur. 1) Transectas del muestreo piloto: A- ambiente dominado por cortadera y paraíso (*Cortaderia selloana* y *Melina* sp.), B- ambiente dominado por ligustros (*Ligustrum* spp.), C- ambiente lindante a una laguna dominada por totora (*Typha latifolia*), D- ambiente lindante a una laguna dominada por lirio (*Lirium* sp.), E) y F) ambientes de matorrales ribereños dominados por cortadera y ceibo (*Erithrina cristagalli*), G y H- ambientes de pastizal de cortadera, I- bosque de alisos (*Tessaria integrifolia*), J- ambiente lindante a una laguna dominado por cortadera y alisos. 2) Transectas de los muestreos estacionales: R1-R3- matorral ribereño, P1-P3- pastizal de cortadera y A1-A3- bosque de alisos.

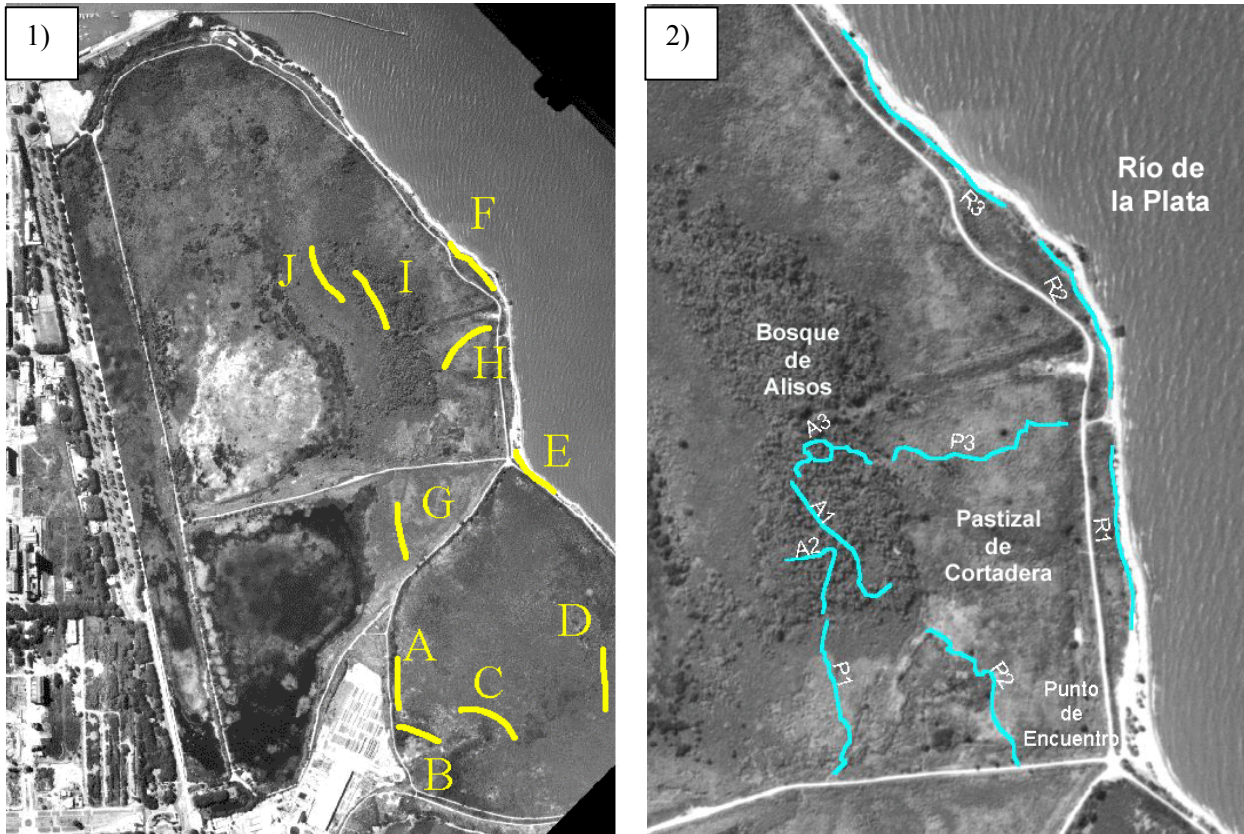
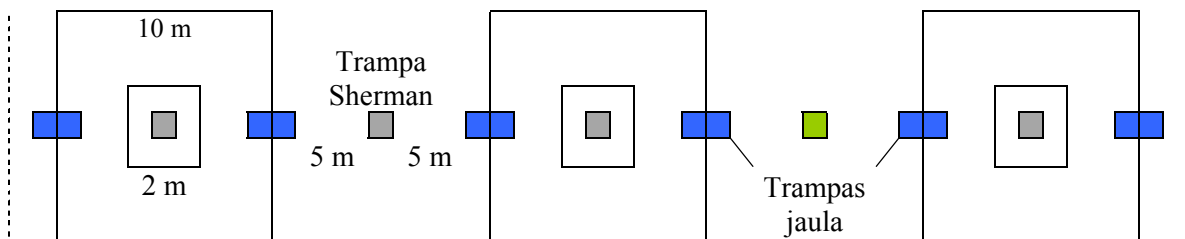


Figura IV.3. Esquema de la ubicación de las parcelas de los censos de vegetación en relación a las trampas dispuestas en las transectas en la Reserva Ecológica Costanera Sur y en los parques de la Ciudad de Buenos Aires. En las parcelas de 10 x 10 se relevaron los estratos arbóreo y arbustivo, y en parcelas de 2 x 2 m se relevó el estrato herbáceo. En el centro de estas parcelas se ubicó una estación con una trampa Sherman. Además se realizaron los censos en parcelas de estaciones con captura de roedores, cuando estas se encontraban estaciones no censadas. Las figuras verdes representan las trampas Sherman y las grises las trampas jaula.



del Laboratorio de Ecología de Roedores Urbanos, Facultad de Cs. Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires.

Muestreo de hábitat

Para caracterizar el hábitat se realizaron censos de vegetación en cada transecta de captura. Los censos se realizaron simultáneamente con los muestreos de captura o con un desfase máximo de 2 semanas. La descripción de las características de la vegetación arbórea y arbustiva se realizó en parcelas de 10x10m ubicadas cada cuatro estaciones de trampeo, coincidiendo su centro con la ubicación de una trampa Sherman, figura IV.3. Se incluyeron también todas las estaciones donde fueron capturados roedores. Se determinó la presencia de estrato arbóreo (vegetación arbórea mayor a 1 m o arbustiva mayor a 3 m), arbustivo (vegetación leñosa con altura mayor a 30 cm y no mayor a 3 m), y herbáceo (vegetación herbácea con altura mayor a 3 cm y renovales arbóreos y arbustivos menores a 30 cm) de acuerdo a Kückler (1967) con modificaciones. En los estratos arbóreo y arbustivo se determinó la composición florística de las especies con coberturas mayores al 2% y se estimó a ojo desnudo el porcentaje de cobertura de canopeo por especie, usando como guía la escala gráfica de Hays et al. (1981, anexo 3). Se estimó la altura máxima de ambos estratos. Para la descripción del estrato herbáceo se delimitaron parcelas de 2x2m, incluidas dentro de las utilizadas para los estratos arbóreo y arbustivo, coincidiendo también su centro con la ubicación de una trampa Sherman, figura IV.3. También en este estrato se determinó la composición florística teniendo en cuenta las

especies con coberturas mayores al 2%. Se estimó a ojo el porcentaje de cobertura por especie, el porcentaje de cobertura en pie seca y verde, el porcentaje de cobertura de especies latifoliadas, y el porcentaje de cobertura de especies gramíneas. Se registró la altura máxima del estrato con una vara graduada cada 10 cm. Se registró el porcentaje de suelo desnudo, el tipo de sustrato y el porcentaje de suelo cubierto por broza.. Los ejemplares que requirieron determinación específica en laboratorio fueron herborizados y coleccionados. Posteriormente fueron determinados por las Dras. Nora Madanes y Patricia Hoc de la Facultad de Cs. Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires a quienes agradezco enormemente su colaboración.

De acuerdo con la definición de Morris (1987a) se consideraron los tres ambientes muestreados como distintos macrohábitats para los roedores, debido a sus dimensiones, a la ubicación de las transectas de trampeo dentro de ellas y al tamaño del área de acción de los roedores estudiados. Consideramos que el área de acción de los animales capturados dentro de cada ambiente debía estar incluida totalmente en ese ambiente. Para comparar la distribución de las especies de roedores entre los distintos ambientes, se comparó la representatividad relativa anual por ambiente de cada una de ellas, usando una prueba de homogeneidad (Zar, 1996). La representatividad relativa anual de cada especie fue estimada como el número de ejemplares de la especie respecto al número total de roedores capturados en cada ambiente. Además se comparó, para cada especie, la abundancia por ambiente y por época, estimando la abundancia

relativa por medio del éxito de captura (ecuación II.1) para cada transecta y en cada época. Se compararon las abundancias por ambiente y por época del año usando un modelo de ANOVA de medidas repetidas. Se aplicó la transformación del arcoseno de la raíz cuadrada al éxito de captura para normalizar su distribución (Crawley, 1993; Zar, 1996). Se consideró a los distintos ambientes niveles de un factor fijo y las distintas épocas del año niveles del factor de medidas repetidas. Previamente se analizó si se cumplieron los supuestos para este modelo. Cuando algún factor resultó significativo se compararon los distintos niveles usando una prueba de contrastes de Tukey (Zar, 1996).

Con el objetivo de sintetizar la descripción de la estructura del hábitat de los tres ambientes se realizaron Análisis de Componentes Principales (Digby y Kempton, 1987; Jongman et al., 1987; Manly, 1994; Pielou, 1984). Para cada ambiente se corrieron los análisis incluyendo las variables de estructura (cobertura por estratos, alturas de los estratos, cobertura verde, seca, broza, etc.) y las coberturas por especie. Se eliminaron del análisis las especies vegetales que en cada ambiente y estrato se presentaron en baja frecuencia y cobertura (presente en menos de 3 parcelas y/o con valores de proporción de cobertura promedios menores a 0,007). El Análisis de Componentes Principales se realizó sobre la matriz de correlación utilizando el programa Statistica 6.0 (StatSoft, 2001). Se aplicó la transformación del arcoseno de la raíz cuadrada a los valores de cobertura con el objetivo de normalizar sus distribuciones (Crawley, 1993; Zar, 1996).

A fin de analizar el uso del microhábitat de cada una de las especies de roedores se compararon los valores de las variables de hábitat relevadas en las parcelas donde no se capturó la especie con los valores en las parcelas donde sí hubo capturas. Para esto se usó la prueba para dos muestras de Mann Whitney (Daniel, 1978). Este análisis se realizó por separado en cada uno de los tres ambientes muestreados (el bosque de alisos, el pastizal de cortadera y el matorral ribereño), pero se consideraron en conjunto las tres épocas del año donde se relevó el hábitat, debido al bajo número de capturas observados por época y por ambiente. Las variables que mostraron diferencias entre parcelas con/sin capturas de roedores fueron incorporadas en un modelo de regresión por pasos hacia adelante a través de Modelos Lineales Generalizados (Anexo 4). Para esto se tuvieron en cuenta variables que mostraron diferencias con $p < 0,25$; ya que en los modelos de regresión múltiple pueden contribuir a mejorar el modelo variables que muestran asociaciones débiles con la variable respuesta en análisis univariados (ver Anexo 3). La época del año también fue incorporada como un factor en el modelo de regresión y se evaluó su valor como variable explicativa. Como el análisis de regresión puede ser afectado si es muy desproporcionado el número de datos positivos (con capturas) respecto a los negativos (sin capturas), se eliminaron al azar sitios sin captura de roedores de manera que la proporción final fue como máximo 3:1 (sin:con capturas). Se eligió el modelo más simple y con mayor desvianza explicada. Se asumió que la variable respuesta (parcela con/sin captura) sigue una distribución binomial dicotómica. Se utilizó la

función logística como función nexo entre las variables respuestas y las variables descriptoras (Anexo 4).

IV.2.2. Resultados

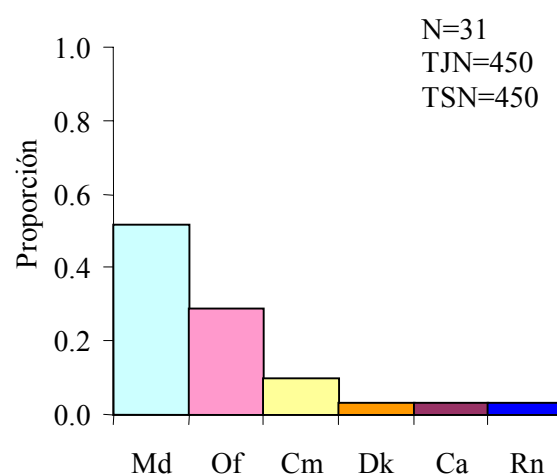
Muestreo piloto

En el muestreo piloto los tres ambientes donde hubo captura de roedores fueron el matorral ribereño, el pastizal de cortadera y el totoral. Se capturaron 31 roedores con un total de 450 trampas jaula noche y 450 trampas Sherman noche. La comunidad de roedores estuvo formada por 6 especies y dominada por *M. domesticus* (51,6%), luego la siguió *O. flavescens* (29%), *C. musculus* (9,7%), *R. norvegicus* (3,2%), *D. kempfi* (3,2%) y *C. aperea* (3,2%), figura IV.4. *O. flavescens* fue la única especie que estuvo presente en más de un ambiente, capturándose tanto en el pastizal de cortadera como en el matorral ribereño, figura IV.5. *M. domesticus*, *R. norvegicus* y *C. musculus* fueron capturados exclusivamente en el matorral ribereño, *D. kempfi* en el pastizal de cortadera y *C. aperea* en el totoral (figura IV.5.). El matorral ribereño presentó la mayor abundancia de roedores, siendo la especie más capturada *M. domesticus*, seguida por *O. flavescens*. Después del matorral ribereño el ambiente con mayor abundancia fue el pastizal de cortaderal donde dominó *O. flavescens*.

Muestreos estacionales

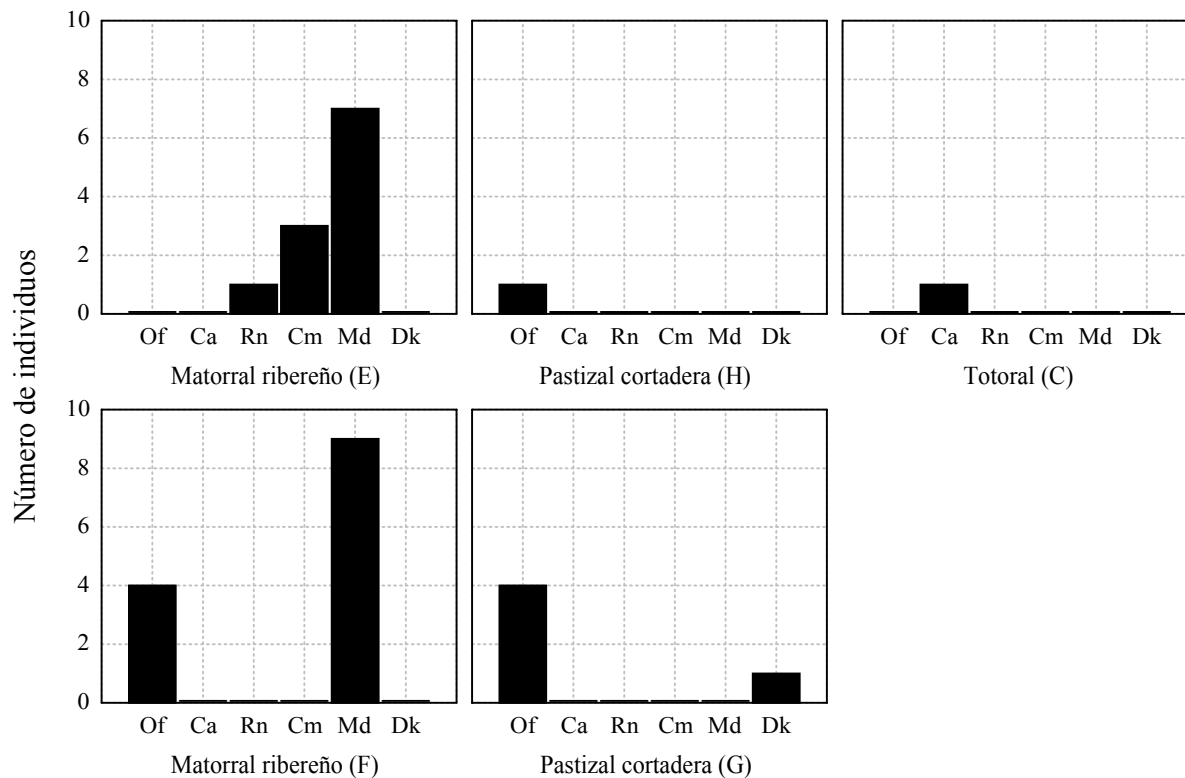
Se capturaron 101 ejemplares, y sólo 11 fueron capturados en más de una época, con un esfuerzo total de 2021 trampas jaula-noche y 2132

Figura IV.4. Representación relativa de las especies de pequeños roedores de la Reserva Ecológica Costanera Sur en el muestreo piloto. Md: *M. domesticus*, Of: *O. flavescens*, Cm: *C. musculus*, Rn: *R. norvegicus*, Dk: *D. kempfi* y Ca: *C. aperea*. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.



trampas Sherman noche. La especie más abundante fue *D. kempfi*, seguida por *O. flavescens* (figura IV.6.). En otoño de 2004 se capturaron 12 ejemplares, dominó *D. kempfi* (67%), seguida por *O. flavescens* (17%), *C. aperea* (8%) y *M. domesticus* (8%), con un esfuerzo de captura de 540 trampas jaula noche y 540 trampas Sherman noche. En el invierno se capturaron 36 ejemplares, *O. flavescens* fue la especie más capturada (47%) mientras que *D. kempfi* estuvo en el segundo lugar (39%); además fueron capturados *M. domesticus* (11%) y *C. aperea* (3%) con un esfuerzo de captura de 470 trampas jaula noche y 522 trampas Sherman noche. En la primavera se capturaron 35 ejemplares, siendo *O. flavescens* la especie dominante (49%), seguida por *D. kempfi* (43%), *C. aperea* (6%) y *M. domesticus* (3%), con un

Figura IV.5. Número de ejemplares capturados en los distintos ambientes muestreados en la Reserva Ecológica Costanera Sur en el muestreo piloto. Md: *M. domesticus*, Of: *O. flavescens*, Cm: *C. musculus*, Rn: *R. norvegicus*, Dk: *D. kempfi* y Ca: *C. aperea*. No se muestran las otras transectas donde no se capturaron roedores.



esfuerzo de captura de 496 trampas jaula noche y 537 trampas Sherman noche. Finalmente, en el verano de 2005 se capturaron 29 ejemplares, la especie más capturada fue *D. kempfi* (76%) seguida por *O. flavescens* (17%), *M. domesticus* (3,5%) y *R. norvegicus* (3,5%), con un esfuerzo de captura de 515 trampas jaula noche y 535 trampas Sherman noche.

Asociación de los roedores con el hábitat

En el Anexo 5 se muestran los valores promedios de las variables estructurales del hábitat y las coberturas de las especies vegetales en los tres ambiente estudiados. El bosque estuvo

dominado por alisos (*T. integrifolia*) con zonas donde los ligustros y ligustrinas (*Ligustrum lucidum* y *L. sinensis*) forman un estrato arbustivo denso, mientras que el estrato herbáceo mostró baja cobertura, debida principalmente a *Commelina erectus* y/o *Tradescantia* sp. Algunos claros fueron ocupados por parches de gramíneas como *C. selloana* y *Panicum laxum*. Entre las enredaderas, la más abundante fue *Hedera helix* en las zonas de alta cobertura arbórea, mientras que en zonas abiertas estaban presentes *Ipomoea cairica* e *I. alba*, acompañando ricinos (*R. communis* de poca altura). Estas especies definieron la mayor variabilidad observada en la estructura del hábitat y formaron tres grupos en

los dos primeros ejes del PCA (Anexo 6). El pastizal de cortaderas se caracterizó por una cobertura herbácea alta con sectores puros de *C. selloana*. Sin embargo, también estuvieron presentes parches ocupados por gramíneas bajas como *Setaria viridis*, *Cynodon dactylon* y leguminosas como *Trifolium repens* y *Melilotus albus*, acompañadas por cardos (*Dipsacus fullonum*, *Carduus acanthoides*). Además, algunos sectores eran dominados por un estrato arbustivo de *Baccharis salicifolia*. El primero y segundo eje estuvieron asociados a la dominancia de cortaderas en contraposición con sectores arbustivos (Anexo 7). Por último, el matorral ribereño es un ambiente más heterogéneo que los anteriores, alternándose parches de *C. selloana* con parches de *B. salicifolia* y grupos de árboles dispersos, principalmente *Erythrina crista-galli*, *Salix humboldtiana* y *R. communis*. Estos tres grupos representan la mayor variabilidad entre los censos, quedando definidos por los dos primeros ejes en el PCA (Anexo 8).

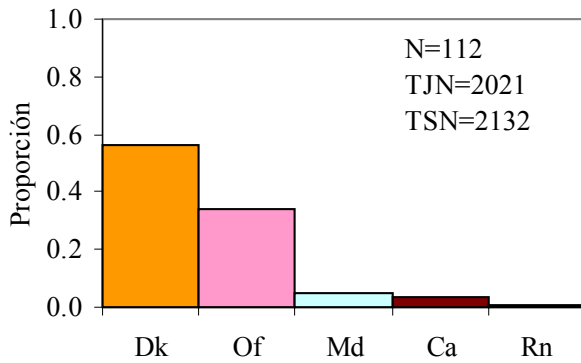
D. kempii, *O. flavescens* y *M. domesticus* no se distribuyeron en forma homogénea entre los hábitats muestreados ($\chi^2=51,8$; gl= 4; $p<0,000$). Las bajas capturas de las otras especies no permitieron comparar estadísticamente su distribución. En el bosque de alisos *D. kempii* fue la especie más abundante, un sólo individuo de *O. flavescens* completó las capturas en este ambiente (figura IV.6.c.). En el pastizal de cortaderas también dominó *D. kempii*, *O. flavescens* fue más frecuente en este ambiente que en el bosque de alisos, y también fueron capturadas *M. domesticus* y *C. aperea*, pero en bajas frecuencias (figura IV.6.b.). Este fue el único ambiente donde se

capturó *C. aperea*. En el matorral ribereño *O. flavescens* fue la especie más abundante, *M. domesticus* presentó su máxima abundancia, aunque fue capturado con baja frecuencia, y el único ejemplar de *R. norvegicus* fue capturado en este ambiente (figura IV.6.d.).

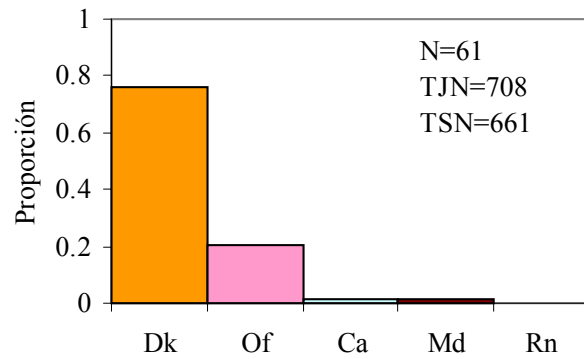
D. kempii fue capturada mayoritariamente en el bosque de alisos y en el pastizal de cortaderas, por lo que el matorral ribereño no pudo ser incluido en el ANOVA de medidas repetidas. No mostró diferencias significativas en su abundancia entre los dos primeros hábitats, pero sí varió entre épocas, siendo máxima en verano y significativamente distinta del momento de mínima abundancia en otoño (figura IV.7. y tabla IV.1.). *O. flavescens* fue muy poco frecuente en el bosque de alisos, por lo que este ambiente no pudo ser incluido en el ANOVA de medidas repetidas. Al igual que *D. kempii*, no mostró diferencias en abundancia entre los ambientes que usó frecuentemente, tabla IV.1., pero mostró variaciones de abundancia estacional con máximos en invierno y primavera, siendo significativamente mayores a la abundancia de otoño (momento de mínima abundancia), figura IV.7. y tabla IV.1. No se realizó este análisis para *M. domesticus*, *R. norvegicus* y *C. aperea*, debido a los bajos números de ejemplares capturados. Sin embargo, el máximo número de capturas para *M. domesticus* se registró en invierno de 2004, concentrándose en el matorral ribereño, figura IV.7. Para poder comparar los tres ambientes se realizó un análisis de Kruskal Wallis y los contrastes no paramétricos de Tukey para *O. flavescens* y *D. kempii* (Zar, 1996). Para esto se calculó el éxito de captura promedio anual para

Figura IV.6. Proporción de cada una de las especies presentes en la Reserva Ecológica Costanera Sur en cada ambiente de acuerdo al total de capturas obtenido en los muestreos estacionales. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.

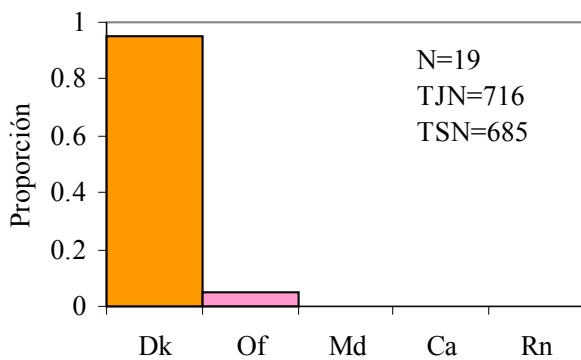
a) Todos los ambientes



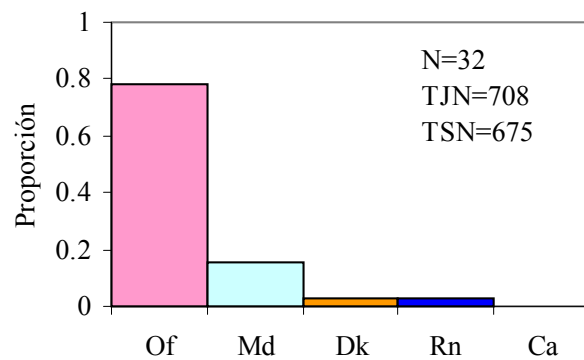
b) Pastizal de cortadera



c) Bosque de alisos



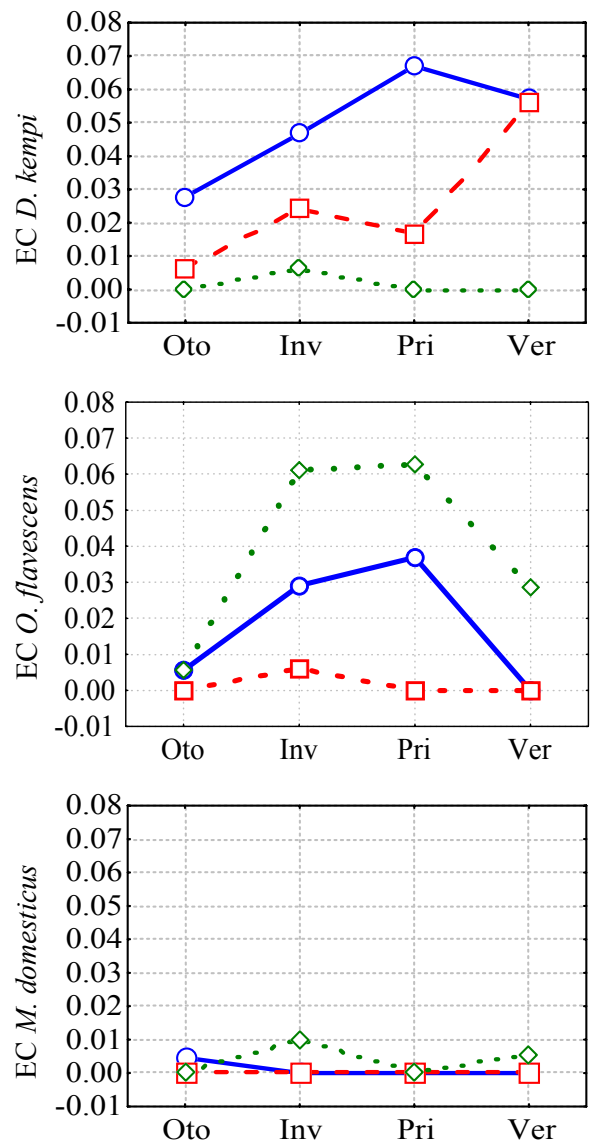
d) Matorral ribereño



cada especie en cada transecta. La abundancia de *O. flavescens* fue significativamente menor en el bosque de alisos respecto al matorral ribereño, mientras que no se observaron diferencias entre las abundancias de los otros ambientes ($H = 5,737$; $gl = 2$; $N = 9$; $p = 0,056$; contraste de Tukey matorral ribereño vs bosque de alisos: $p < 0,05$; matorral ribereño vs pastizal de cortadera: $p > 0,5$; pastizal de cortadera vs bosque de alisos: $p > 0,5$). La abundancia de *D. kempfi* fue significativamente menor en el matorral ribereño respecto al pastizal de cortaderas ($H = 6,543$; $gl = 2$; $N = 9$; $p = 0,038$; contraste de Tukey matorral ribereño vs pastizal de cortadera: $p < 0,05$; matorral ribereño vs bosque de alisos: $p > 0,5$; pastizal de cortadera vs bosque de alisos: $p > 0,5$).

A escala de microhábitat, *D. kempfi* fue la única especie para la que se pudo analizar su uso en el bosque de alisos. Las parcelas donde fue capturada la especie presentaron una menor altura y cobertura del estrato arbustivo, una mayor cobertura del estrato herbáceo, mayor cobertura herbácea verde, menor cobertura herbácea de latifoliadas y mayor de graminiformes, respecto a las parcelas sin capturas (tabla IV.2.). En cuanto a la cobertura por especie vegetal, en el estrato arbóreo se observó que las parcelas donde se capturó *D. kempfi* presentaron una menor cobertura de *L. lucidum*, *R. communis* y *S. humboldtiana*, respecto a las parcelas sin capturas. En el estrato arbustivo se observó una asociación positiva con *B. salicifolia*, *Ipomoea* spp. y *Solidago chilensis*; y negativa con *L. lucidum* y *L. sinensis*. Por último, en el estrato herbáceo se observó una asociación positiva con *Ipomoea* spp. y *P. laxum*, y negativa con *L. sinensis* y renovales

Figura IV.7. Variación estacional del éxito de captura (EC) por ambiente de las distintas especies de roedores capturados en la Reserva Ecológica Costanera Sur: Matorral ribereño (rombos verdes), Pastizal de cortadera (círculos azules) y Bosque de alisos (cuadrados rojos). No se muestran los gráficos de *C. aperea* y *R. norvegicus* debido a las bajas abundancias registradas.



de *T. integrifolia*, tabla IV.2. El modelo de regresión que mejor describió los sitios con/sin capturas de *D. kempi* sólo incorporó como variable explicativa a la cobertura arbórea, con pendiente negativa (tabla IV.3.).

En el pastizal de cortaderas pudo analizarse el uso de microhábitat para *D. kempi* y *O. flavescens*. En el estrato herbáceo las parcelas de las estaciones donde se capturó *D. kempi* presentaron una mayor cobertura de graminiformes y una mayor cobertura verde respecto a las parcelas sin capturas. Respecto a las coberturas de las distintas especies vegetales, en el estrato herbáceo se observó una asociación negativa con *Baccharis* sp., *C. acanthoides*, *D. fullonum*, *Setaria viridis* y *T. repens*; y positiva con *C. selloana* y *Euphorbia serpens*, tabla IV.4. El modelo de regresión por pasos que mejor describió las estaciones con/sin capturas de *D. kempi* incluyó solamente la cobertura herbácea debida a especies graminiformes con pendiente positiva, explicando una pequeña porción de la desvianza residual, tabla IV.5. Las parcelas donde se capturó *O. flavescens* presentaron una menor cobertura de material seco en pie, de *C. acanthoides*, *Ipomoea* spp. y *T. repens*; y una mayor cobertura de *C.*

selloana, *E. serpens* y *Stipa neesiana*. El modelo que mejor describió las estaciones con/sin capturas incorporó a la cobertura herbácea por graminiformes con coeficiente negativo para el componente de primer orden y con coeficiente positivo para la componente cuadrática, mostrando una asociación positiva con esta cobertura. Este modelo explicó poco más del 35% de la varianza, tabla IV.5.

Por último, en el matorral ribereño sólo pudo analizarse el uso de microhábitat por *O. flavescens*. Las parcelas donde esta especie fue capturada mostraron una mayor altura y cobertura del estrato arbustivo, mayor cobertura herbácea, mayor cobertura herbácea de graminiformes, mayor cobertura herbácea verde, mayor cantidad de broza y menor cantidad de suelo desnudo, respecto a las parcelas donde no se capturaron ejemplares. En el estrato arbustivo se observó una asociación positiva con la cobertura de *Ipomoea* spp. y negativa con la de *R. communis*. En el estrato herbáceo se observó una asociación positiva con la cobertura de *C. selloana*, *P. laxum*, y negativa con la de *T. repens*, tabla IV.6. La inclusión de ninguna variable explicó mejor la desvianza que el modelo nulo, mientras que el modelo que incluyó la cobertura herbácea sólo fue marginal, tabla IV.7.

Tabla IV.1. Tabla del modelo de ANOVA de dos factores con un factor de medidas repetidas y éxito de captura medio (EC medio) de *D. kempfi* y *O. flavescens* por ambientes (MR: matorral ribereño, BA: bosque de alisos y PC: pastizal de cortaderas) y por época del año (Oto: otoño de 2004, Inv: invierno de 2004, Pri: primavera de 2004 y Ver: verano de 2005). Los ambientes fueron considerados niveles del factor fijo “ambiente” y las épocas del año, niveles del factor de medidas repetidas “época”. Las líneas unen dos o más valores medios con ausencia de diferencias significativas para los efectos principales o en los contrastes de Tukey ($p > 0,05$). ²Las diferencias en abundancia entre estos ambientes no fueron evaluadas en esta prueba ya que la abundancia fue nula en la mayoría de las épocas, lo que no permite el cálculo de las varianzas y covarianzas.

<i>D. kempfi</i>					<i>O. flavescens</i>				
	gl factor	gl error	F	p		gl factor	gl error	F	p
Ambiente	1	4	2,869	0,166	Ambiente	1	4	6,031	0,069
Época	3	12	4,891	0,044 ¹	Época	3	12	7,272	0,005
Interacción	3	12	1,252	0,334	Interacción	3	12	1,328	0,311

<i>D. kempfi</i>				<i>O. flavescens</i>			
Ambiente	PC	BA	MR ²	Ambiente	BA ²	PC	MR
EC medio	0,0497	0,0258	0,0015	EC medio	0,0015	0,0179	0,0395

<i>D. kempfi</i>					<i>O. flavescens</i>				
Época	Oto	Inv	Pri	Ver	Época	Oto	Ver	Inv	Pri
EC medio	0,0114	0,0256	0,0280	0,0376	EC medio	0,0037	0,0096	0,0322	0,0332

¹ Se realizó la corrección de Greenhs Geisser de la probabilidad de la prueba para el factor de medidas repetidas ya que el supuesto de esfericidad fue rechazado con una probabilidad de 1,3% (StatSoft, 2002)

Tabla IV.2. Variables de microhábitat en el bosque de alisos en parcelas con y sin captura de *D. kempi*. Se informa el estadístico U de Mann Whitney, la probabilidad exacta y los valores medianos para cada tipo de parcela (entre paréntesis el primer y tercer cuartil). Parcelas s/ captura = 85, parcelas c/ *D. kempi* = 14.

Variables estructurales del hábitat			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kempi</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kempi</i></u>
Altura ARBOREO (m) U = 595; p = 0,68 17 (12 - 25) 20 (15 - 20)		Cobertura herbácea verde U = 362; p = 0,014 0,7 (0,35 - 1) 0,95 (0,68 - 1)	
Altura ARBUSTIVO (m) U = 357,5; p = 0,012 2,5 (2 - 3) 2 (2 - 3)		Cobertura herbácea latifoliadas U = 423; p = 0,063 0,1 (0 - 0,7) 0,005 (0 - 0,1)	
Altura HERBACEO (m) U = 557,5; p = 0,344 1 (0,4 - 2) 1,5 (0,8 - 1,7)		Cobertura herbácea graminiiformes U = 376; p = 0,0169 0,1 (0 - 0,8) 0,795 (0 - 1)	
Cobertura arbórea U = 385,5; p = 0,035 0,61 (0,4 - 0,8) 0,21 (0,1 - 0,72)		Material seco en pie U = 536; p = 0,455 0 (0 - 0,03) 0 (0 - 0,2)	
Cobertura arbustiva U = 438,5; p = 0,115 0,1 (0,05 - 0,2) 0,06 (0,05 - 0,14)		Broza U = 546; p = 0,210 1 (1 - 1) 1 (1 - 1)	
Cobertura herbácea U = 376,5; p = 0,019 0,73 (0,31 - 1) 1 (0,15 - 1)		Suelo desnudo U = 560; p = 0,354 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	

Tabla IV.2. Continuación.

Coberturas en el estrato arbóreo por taxón			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kemp</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kemp</i></u>
<i>Acer negundo</i> U = 574; p = 0,477 0 (0 - 0)		<i>Ligustrum lucidum</i> U = 571; p = 0,766 0 (0 - 0,02) 0 (0 - 0,01)	
<i>Baccharis salicifolia</i> U = 579; p = 0,671 0 (0 - 0)		<i>Ligustrum sinense</i> U = 407; p = 0,053 0,2 (0 - 0,45) 0 (0 - 0,02)	
<i>Bauhinia candicans</i> U = 572; p = 0,498 0 (0 - 0)		<i>Morus</i> spp. U = 490; p = 0,09 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Celtis tala</i> U = 588; p = 0,684 0 (0 - 0)		<i>Phitolacca dioica</i> U = 562; p = 0,506 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Cinnamomun</i> sp. U = 574; p = 0,477 0 (0 - 0)		<i>Ricinus communis</i> U = 530,5; p = 0,087 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
sp.7 (enredadera) U = 587,5; p = 0,855 0 (0 - 0)		<i>Salix humboldtiana</i> U = 518; p = 0,156 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Hedera helix</i> U = 525; p = 0,178 0 (0 - 0)		<i>Sapium haemospermum</i> U = 587,5; p = 0,873 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Hexanchlamis edulis</i> U = 574; p = 0,477 0 (0 - 0)		<i>Tessaria integrifolia</i> U = 588; p = 0,943 0,07 (0,02 - 0,15) 0,085 (0,05 - 0,1)	
<i>Ipomoea</i> spp. U = 531; p = 0,09 0 (0 - 0)		Verbenaceae U = 589,5; p = 0,893 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Lantana</i> spp. U = 546; p = 0,268 0 (0 - 0)			

Tabla IV.2. Continuación.

Coberturas en el estrato arbustivo por taxón			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kempfi</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>D. kempfi</i></u>
<i>Baccharis pytneumoides</i> U = 553; p = 0,307 0 (0 - 0)		<i>Ligustrum sinense</i> U = 381,5; p = 0,028 0,05 (0 - 0,1) 0,005 (0 - 0,03)	
<i>Baccharis salicifolia</i> U = 493,5; p = 0,021 0 (0 - 0)		<i>Ricinus communis</i> U = 557,5; p = 0,45 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Ipomoea</i> spp. U = 485,5; p = 0,007 0 (0 - 0)		<i>Solidago chilensis</i> U = 488,5; p = 0,009 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Lantana</i> spp. U = 567,5; p = 0,739 0 (0 - 0,01) 0 (0 - 0,02)		<i>Tessaria integrifolia</i> U = 446; p = 0,097 0 (0 - 0,01) 0,01 (0 - 0,05)	
<i>Ligustrum lucidum</i> U = 477,5; p = 0,11 0 (0 - 0,01) 0 (0 - 0)			
Coberturas en el estrato herbáceo por taxón			
<i>Commelinia erectus</i> U = 546,5; p = 0,406 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)		<i>Ligustrum lucidum</i> U = 553; p = 0,307 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Cortaderia selloana</i> U = 579; p = 0,846 0 (0 - 0,03) 0 (0 - 0,01)		<i>Ligustrum sinense</i> U = 397; p = 0,034 0,01 (0 - 0,1) 0 (0 - 0)	
Sp. 7 (enredadera) U = 567; p = 0,409 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)		<i>Panicum laxum</i> U = 369; p = 0,008 0 (0 - 0,2) 0,255 (0 - 1)	
<i>Hedera helix</i> U = 506,5; p = 0,284 0 (0 - 0,1) 0 (0 - 0)		<i>Solidago chilensis</i> U = 587,5; p = 0,855 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Ipomoea</i> spp. U = 502; p = 0,048 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)		<i>Tessaria integrifolia</i> U = 511; p = 0,136 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Lantana megapotamica</i> U = 588; p = 0,864 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)		<i>Tradescantia</i> spp. U = 588; p = 0,684 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	

Tabla IV.3. Modelo Lineal Generalizando de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la presencia/ausencia de capturas de *D. kempfi* en las estaciones y las variables de microhábitat relevadas en el bosque de alisos de la Reserva Ecológica Costanera Sur. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por el modelo. Cob. arbórea: cobertura arbórea.

<i>D. kempfi</i> (27,17%)	Coefficientes	<i>t</i>	<i>p</i>	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	<i>p</i>
Modelo nulo				77,632	56			
Cob. arbórea	-2,414	-3.843	0,000	56,537	55	21,095	1	0,000

Tabla IV.4. Variables de microhábitat en el pastizal de cortaderas en parcelas sin capturas, con capturas de *D. kempfi* y con capturas de *O. flavescens*. Se informa el estadístico U de Mann Whitney, la probabilidad exacta y los valores medianos para cada tipo de parcela (entre paréntesis el primer y tercer cuartil). Parcelas s/ captura=83, parcelas c/ *O. flavescens*=12, parcelas c/ *D. kempfi* =28.

Variables estructurales del hábitat					
<u>s/ capturas</u>	<u><i>O. flavescens</i></u>	<u><i>D. kempfi</i></u>	<u>s/ capturas</u>	<u><i>O. flavescens</i></u>	<u><i>D. kempfi</i></u>
	Altura ARBOREO (m)			Cobertura arbustiva	
-	-	-	U = 479; p=0,807	U=1102,5; p =0,643	
			0 (0 - 0,2)	0 (0 - 0,105)	0 (0 - 0,055)
	Altura ARBUSTIVO (m)			Cobertura herbácea	
	U = 492; p=0,938	U=1093,5; p=0,6	U = 447; p=0,544	U=1044,5; p =0,4	
0,3 (0,3 - 2)	0,3 (0,3 - 2,5)	0,3 (0,3 - 1,75)	0,955		
			(0,705 - 1)	1 (0,787 - 1)	1 (0,7 - 1)
	Altura HERBÁCEO (m)			Cobertura herbácea verde	
	U=494; p=0,964	U=1114,5; p=0,745	U = 440; p =0,516	U = 961,5; p=0,17	
1,9	1,95		0,498	0,586	0,55
(1,4-2,2)	(1,6 - 2)	1,9 (1,4 - 2)	(0,21- 703)	(0,155 - 0,925)	(0,3 - 0,902)
	Broza			Material seco en pie	
	U = 470,5; p=0,593	U = 1131,5; p=0,72	U = 340,5; p =0,077	U = 1057; p =0,475	
1 (1 - 1)	1 (1 - 1)	1 (1 - 1)	0,096	0,038	0,09
			(0,03-0,216)	(0 - 0,129)	(0,019 - 0,196)
	Suelo desnudo			Cobertura herbácea latifoliadas	
	U = 497; p =0,981	U = 1132; p =0,682	U = 434,5; p =0,431	U = 1022; p =0,29	
0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0,09)	0 (0 - 0,04)	0 (0 - 0,02)
	Cobertura arbórea			Cobertura herbácea gramíniformes	
	U = 435; p =0,312	U = 1029; p =0,186	U = 416,5; p =0,353	U = 842; p =0,026	
0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0,8 (0,5 -1)	0,965 (0,625-1)	1 (0,735 - 1)
Coberturas en el estrato arbustivo por taxón					
<u>s/ capturas</u>	<u><i>O. flavescens</i></u>	<u><i>D. kempfi</i></u>	<u>s/ capturas</u>	<u><i>O. flavescens</i></u>	<u><i>D. kempfi</i></u>
	<i>Baccharis pytneumoides</i>			Leguminosae sp.1	
			U = 489; p =0,85	U=1150,5; p=0,885	
0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)
	<i>Baccharis salicifolia</i>				
	U = 467,5; p 0,644	U=1054; p=0,308			
0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)			

Tabla IV.5. Modelos Lineales Generalizados de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la presencia/ausencia de capturas de *D. kempfi* y *O. flavescens* y las variables de microhábitat relevadas en el pastizal de cortaderas de la Reserva Ecológica Costanera Sur. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por el modelo. Cob. gramínea: cobertura de gramíneas en el estrato herbáceo.

<i>O. flavescens</i> (35,88%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desviianza residual	gl	Diferencia de desviianza residual	gl	p
Modelo nulo				66.542	48			
Cob.gramínea	-11.051	-3.023	0.004	58.511	47	8.031	1	0,005
Cob.gramínea ²	10.826	2.820	0,007	46.482	46	12.029	1	0,001

<i>D. kempfi</i> (4,86%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desviianza residual	gl	Diferencia de desviianza residual	gl	p
Modelo nulo				119.244	100			
Intercepción	-2.478	-3.251	0,002					
Cob.gramínea	1.986	2.202	0,029	113.447	99	5.797	1	0,016

Tabla IV.6. Variables de microhábitat en el matorral ribereño en parcelas sin capturas y con capturas de *O. flavescens*. Se informa el estadístico U de Mann Whitney, la probabilidad exacta y los valores medianos para cada tipo de parcela (entre paréntesis el primer y tercer cuartil). Parcelas s/ captura=84, parcelas c/ *O. flavescens*=22.

Variables estructurales del hábitat			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>
Altura ARBÓREO (m) U = 911; p = 0,915 3 (3 - 5)	Altura ARBÓREO (m) U = 911; p = 0,915 4 (3 - 4,5)	Cobertura herbácea latifoliadas U = 808; p = 0,355 0,05 (0 - 0,2)	Cobertura herbácea latifoliadas U = 808; p = 0,355 0,08 (0 - 0,3)
Altura ARBUSTIVO (m) U = 758; p = 0,185 2 (1,1 - 2,5)	Altura ARBUSTIVO (m) U = 758; p = 0,185 2 (2 - 3)	Cobertura herbácea gramíniformes U = 727; p = 0,115 0,05 (0 - 0,7)	Cobertura herbácea gramíniformes U = 727; p = 0,115 0,405 (0,01 - 0,9)
Altura HERBÁCEO (m) U = 809,5; p = 0,367 1 (0,5 - 2)	Altura HERBÁCEO (m) U = 809,5; p = 0,367 1,35 (0,8 - 2)	Broza U = 593,5; p = 0,008 0,125 (0 - 0,8)	Broza U = 593,5; p = 0,008 0,75 (0,1 - 1)
Cobertura arbórea U = 855,5; p = 0,575 0,005 (0 - 0,05)	Cobertura arbórea U = 855,5; p = 0,575 0,01 (0 - 0,075)	Cobertura herbácea verde U = 717,5; p = 0,107 0,141 (0,011 - 0,554)	Cobertura herbácea verde U = 717,5; p = 0,107 0,459 (0,098 - 0,824)
Cobertura arbustiva U = 697,5; p = 0,076 0,05 (0,01 - 0,207)	Cobertura arbustiva U = 697,5; p = 0,076 0,112 (0,03 - 0,355)	Material seco en pie U = 906,5; p = 0,886 0 (0 - 0,087)	Material seco en pie U = 906,5; p = 0,886 0,02 (0 - 0,086)
Cobertura herbácea U = 716; p = 0,104 0,457 (0,122 - 0,9)	Cobertura herbácea U = 716; p = 0,104 0,717 (0,41 - 1)	Suelo desnudo U = 722,5; p = 0,102 0,175 (0 - 0,775)	Suelo desnudo U = 722,5; p = 0,102 0 (0 - 0,32)
Coberturas en el estrato arbóreo por taxón			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>
<i>Erythrina crista-galli</i> U = 891; p = 0,716 0 (0 - 0)	<i>Erythrina crista-galli</i> U = 891; p = 0,716 0 (0 - 0)	<i>Salix humboldtiana</i> U = 901; p = 0,677 0 (0 - 0)	<i>Salix humboldtiana</i> U = 901; p = 0,677 0 (0 - 0)
<i>Ligustrum sinense</i> U = 902,5; p = 0,714 0 (0 - 0)	<i>Ligustrum sinense</i> U = 902,5; p = 0,714 0 (0 - 0)	<i>Sapium haemospermum</i> U = 867,5; p = 0,565 0 (0 - 0)	<i>Sapium haemospermum</i> U = 867,5; p = 0,565 0 (0 - 0,01)
<i>Ricinus communis</i> U = 885; p = 0,593 0 (0 - 0)	<i>Ricinus communis</i> U = 885; p = 0,593 0 (0 - 0)		

Tabla IV.6. Continuación.

Coberturas en el estrato arbustivo por taxón			
<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>	<u>Parcelas s/ captura</u>	<u>Parcelas c/ <i>O. flavescens</i></u>
<i>Baccharis pytneumoides</i> U = 837; p = 0,375 0 (0 - 0)		Leguminosae sp.1 U = 900; p = 0,769 0 (0 - 0)	
<i>Baccharis salicifolia</i> U = 841; p = 0,447 0 (0 - 0,025)		<i>Ricinus communis</i> U = 786; p = 0,242 0 (0 - 0,01) 0,005 (0 - 0,01)	
<i>Ipomoea</i> spp. U = 809,5; p = 0,261 0 (0 - 0,005)			
Coberturas en el estrato herbáceo por taxón			
<u>Parcela s/ captura</u>	<u>Parcela c/ <i>O. flavescens</i></u>	<u>Parcela s/ captura</u>	<u>Parcela c/ <i>O. flavescens</i></u>
<i>Cortaderia selloana</i> U = 681; p = 0,046 0,002 (0 - 0,275)		<i>Picris echioides</i> U = 885; p = 0,673 0 (0 - 0) 0 (0 - 0,005)	
<i>Cynodon dactylon</i> U = 914; p = 0,877 0 (0 - 0)		<i>Raphanus sativus</i> U = 887; p = 0,612 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
Gramineae U = 892,5; p = 0,297 0 (0 - 0)		<i>Setaria viridis</i> U = 892,5; p = 0,297 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Ipomoea</i> spp. U = 893; p = 0,787 0 (0 - 0,05)		<i>Trifolium repens</i> U = 781; p = 0,05 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Melilotus albus</i> U = 902; p = 0,746 0 (0 - 0)		<i>Trifolium</i> sp. U = 906; p = 0,798 0 (0 - 0) 0 (0 - 0)	
<i>Panicum laxum</i> U = 747,5; p = 0,161 0 (0 - 0)			

Tabla IV.7. Modelo Lineal Generalizando de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la presencia/ausencia de capturas de *O. flavescens* y las variables de microhábitat relevadas en el matorral ribereño de la Reserva Ecológica Costanera Sur. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por el modelo. Cob.herb.verd: cobertura del estrato herbáceo verde.

<i>O. flavescens</i> (3,75%)	Coefficientes	<i>t</i>	<i>p</i>	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	<i>p</i>
Modelo nulo				97,210	84			
Intercepción	-1,530	-4,095	0,000					
Cob.herb.verd	1,293	1,906	0,060	93,562	83	3,648	1	0,056

IV.3. Parques de la ciudad de Buenos Aires

Como ya se mencionó, en la ciudad de Buenos Aires existen grandes espacios abiertos destinados al esparcimiento de la población, como parques públicos, áreas parquizadas perimetrales a edificios públicos y Facultades, etc. Las grandes dimensiones de estos parques y en algunos casos la falta de mantenimiento hace que en la mayoría se encuentran áreas donde la vegetación crece libremente. Estos sectores son colonizados por especies vegetales que crecen espontáneamente (autóctonas e introducidas), y pueden mantener poblaciones de pequeños roedores, ya que proveen cobertura adecuada para su colonización, y como muchas veces se encuentran asociados con actividades del hombre que generan desechos hay también disponibilidad de alimento.

En esta sección se estudiaron las comunidades de roedores en parques de la ciudad de Buenos Aires: Parque de los Niños, Parque de la Memoria, Parque Roca, y el Parque de las Facultades de Agronomía y Veterinaria. El Parque de los Niños está ubicado en el extremo norte de la ciudad de Buenos Aires. Un canal que

desemboca en el Río de la Plata hace de límite entre este parque y el Parque del Paseo de la Costa en el partido vecino de Vicente López. Hacia el este limita con el Río de la Plata, al sur con el Círculo Policial y hacia el oeste con la Av. Cantilo. Tiene una extensión aproximada de 22,7 ha. El Parque de la Memoria se encuentra en el extremo del paseo de la Costanera Norte entre el Río de la Plata, la Av. Cantilo y el predio de Ciudad Universitaria. Se inauguró en el 2001 y hasta el momento siguen las obras de construcción, su extensión aproximada es de 8,5 ha. El Parque Polideportivo Municipal Presidente Julio Argentino Roca (en adelante “Parque Roca”), con una extensión aproximada de 108,2 ha, se encuentra ubicado en el extremo sudoeste de la ciudad y está ubicado sobre la planicie de inundación del río Riachuelo. Sus límites son la Av. 27 de febrero que corre paralela al Riachuelo, entre este y el parque, la Av. Escalada, la Av. Coronel Roca y la calle Pergamino. Gran parte del parque está ocupado por el lago Lugano y es atravesado además por el arroyo Cildañes, que descarga sus aguas en el Riachuelo. Los edificios de las Facultades de Agronomía y Cs. Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires

están rodeados de grandes superficies de parques y campos experimentales. Estos sitios sirven de esparcimiento para los estudiantes y el público en general, ya que parte del área es de libre acceso. El área aproximada que ocupa este parque es de 75,8 ha y está ubicado en el centro-oeste de la ciudad de Buenos Aires, entre las Av. de los Constituyentes, Francisco Beiró, Chorroarín, San Martín y la calle Zamudio. Este predio es atravesado por los terraplenes del Ferrocarril General Urquiza.

Los objetivos particulares de esta sección fueron:

- 1) Estudiar las comunidades de roedores presentes en los parques de la ciudad de Buenos Aires en cuanto a la composición y abundancia de las especies, y
- 3) Describir las características del hábitat para estos roedores.

IV.3.1. Materiales y Métodos

Muestreo de roedores

En cada parque se colocaron trampas de captura viva tipo jaula y tipo Sherman en transectas de distintas longitudes. La forma en que se ubicaron las trampas en las transectas fue igual que en los muestreos realizados en la Reserva Ecológica Costanera Sur, difiriendo únicamente en la longitud de las transectas, que muchas veces estuvo limitada por el tamaño de los ambientes muestreados. Como ya fue mencionado, los ambientes muestreados dentro de los parques fueron parches de vegetación espontánea con altos valores de cobertura. Las trampas fueron cebadas,

revisadas y funcionaron por el mismo tiempo que en los muestreos de la reserva.

En el parque de los Niños se realizaron los muestreos en una comunidad vegetal ribereña, en otoño (27-30/4/04) y en invierno de 2004 (5-8/7/04), colocando tres transectas de 10 a 36 trampas jaula y de 10 a 36 trampas Sherman. En el Parque de la Memoria se realizó un muestreo en invierno de 2004, las trampas fueron colocados en canteros y en los márgenes del parque con vegetación herbácea de abundante cobertura. En el Parque Roca se realizaron dos muestreos en la primavera de 2004 (12-13/10/04 y 23-26/10/04) en una comunidad vegetal ribereña a orillas del arrollo Cildañes y en una comunidad vegetal vecina a la laguna Lugano. Se colocaron en total tres transectas con 20 a 30 Sherman y 20 a 30 jaulas en cada una. En el verano de 2005 se realizó un muestreo de roedores en el Parque de las Facultades de Agronomía y Veterinaria (28/2-3/3/05). Se colocaron seis transectas en distintas comunidades vegetales: cuatro en bordes de alambrados, una en un terraplén del ferrocarril y otra en un borde de cultivos experimentales.

Los animales capturados fueron manipulados como en los muestreos de la reserva y se tomaron las mismas medidas corporales. Los animales capturados en estos ambientes fueron sacrificados y coleccionados.

Muestreos de hábitat

Los ambientes muestreados en los parques fueron caracterizados por medio de relevamientos similares a los realizados en la

reserva. Se caracterizó la vegetación donde se colocaron las transectas como ya fue detallado, pero no se caracterizaron en particular las estaciones con capturas de roedores.

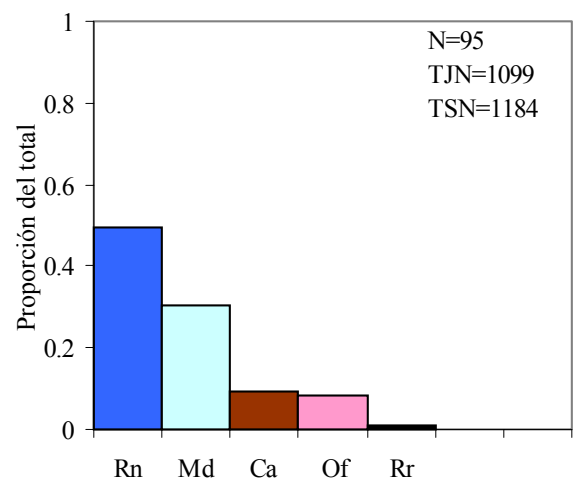
IV.3.2. Resultados

Se capturaron un total de 95 ejemplares correspondientes a *R. norvegicus*, *M. domesticus*, *O. flavescens*, *C. aperea* y *R. rattus* con un total de 1099 trampas jaula noche y 1183 trampas Sherman noche, figura IV.8. La distribución de las especies no fue homogénea entre los distintos parques ($X^2 = 7,95$; $gl=6$; $p=0,000$). *R. norvegicus*, *M. domesticus* y *C. aperea* estuvieron presentes sólo en dos de los cuatro parques estudiados. *O. flavescens* fue capturado exclusivamente en el Parque Roca y *R. rattus* en el Parque de Agronomía y Veterinaria.

En el Parque de los Niños se capturaron en otoño un total de 28 roedores con un esfuerzo de 130 trampa jaulas noche y 168 trampas Sherman noche. El 75% de las capturas correspondieron a *R. norvegicus* y el resto a *M. domesticus*. En invierno del mismo año se capturaron un total de 9 roedores en este parque, con un esfuerzo de 142 trampas jaula noche y 175 trampas Sherman noche: *C. aperea* fue la especie más capturada (77,8%) y estuvo acompañada por *R. norvegicus* (22,2%). En el Parque de la Memoria no se capturó ningún roedor, en este parque el esfuerzo de captura fue de 156 trampas jaula noche y 150 trampas Sherman noche. En los dos muestreos realizados en el Parque Roca se capturaron un total de 35 roedores con un esfuerzo de 410 trampas jaula noche y 433

trampas Sherman noche. Las capturas estuvieron dominadas por *R. norvegicus* (68,6%), seguidas por *O. flavescens* (22,9%), *C. aperea* (5,7%) y *M. domesticus* (2,8%). Por último, en el Parque de las Facultades de Agronomía y Cs. Veterinarias se capturaron un total de 23 roedores, con un esfuerzo total de 258 trampas jaula noche y 258 trampas Sherman noche. La especie más abundante fue *M. domesticus* (95,7%), capturándose además un ejemplar de *R. rattus* (4,3%).

Figura IV.8. Representación de cada una de las especies presentes en los parques muestreados de la Ciudad de Buenos Aires, como la proporción de individuos capturados de cada especie respecto al total de las capturas. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.



Asociación de los roedores con el hábitat

En el Parque de los Niños las transectas se ubicaron en parches de vegetación espontánea ubicados sobre la barranca de un canal que

desemboca en el Río de la Plata. En este ambiente se observaron los tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. En la transecta 1 el estrato arbóreo presentó *S. humboldtiana* y *Eucaliptus binerea* de gran altura, acompañados por *E. christa-galli*, *M. azedarach* y *R. communis*. En las otras dos transectas el estrato arbóreo era de menor altura, y estaba compuesto por *R. communis* y *E. christa-galli*. El estrato arbustivo estuvo dominado en las tres transectas por *R. communis*. El estrato herbáceo presentó mayor cobertura que el arbóreo y el arbustivo y estuvo formado principalmente por especies latifoliadas (Anexo 9). El éxito de captura de *R. norvegicus* fue similar en las tres transectas (éxito de captura transecta 1= 0,0667; transecta 2= 0,0758 y transecta 3=0,1068), mientras que *M. domesticus* fue capturado en las transectas 1 y 3 (éxito de captura transecta 1= 0,0667; transecta 2= 0,0758) y *C. aperea* en la 1 y 2 (éxito de captura transecta 1= 0,0667; transecta 2= 0,0758).

La vegetación en el Parque Roca también mostró los tres estratos. La transecta 1, ubicada sobre la barranca del arroyo Cildañes, estuvo dominada por los estratos herbáceo y arbóreo, con especies como *Festuca* sp., *Solanum* sp. y *Melilotus albus* en el herbáceo y *S. humboldtiana* y *Cinnamomun* sp. en el arbóreo. En la comunidad a orillas de la laguna (transecta 2) dominaron los estratos herbáceo y arbustivo. Las especies más abundantes en los censos fueron: *R. communis*, *Brassica campestris* y *D. fullonum*. La última transecta estuvo dominada por los estratos arbóreo y arbustivo y las especies más abundantes fueron: *Morus* spp. en el arbóreo y *R. communis* en el arbustivo (Anexo 10). *R. norvegicus* y *O.*

flavescens fueron capturadas en las transectas 1 y 3, siendo más abundantes en la primera (éxito de captura de *R. norvegicus* transecta 1= 0,1073; transecta 3= 0,0136; éxito de captura de *O. flavescens* transecta 1= 0,0273; transecta 3= 0,0134). *M. domesticus* fue capturada exclusivamente en la transecta 1 (éxito de captura transecta 1= 0,0045), mientras que *C. aperea* fue capturada en las transectas 1 y 2 (éxito de captura transecta 1= 0,0049; transecta 2= 0,0172).

En el Parque de Agronomía y Veterinaria la vegetación mostraba un estrato herbáceo denso, el estrato arbustivo estuvo ausente en cinco de las seis transectas, mientras que el estrato arbóreo estuvo compuesto por árboles aislados como *Acer negundo*, *Melia azedarach* y *Populus* sp. Las especies que presentaron mayor cobertura en el estrato herbáceo fueron gramíneas, entre las que se identificaron *Paspalum* sp., *Festuca* sp., *Cynodon dactylon* y *Sorghum halepense*, acompañadas por *D. fullonum* y compuestas como, *C. acanthoides*, *S. chilensis*, *Senecio* sp. y *T. officinale* entre otras (Anexo 11). *M. domesticus* fue capturado en tres transectas ubicadas en bordes de alambrados, registrándose la mayoría de las capturas en la transecta 5 (éxito de captura transecta 3= 0,0435; transecta 4=0,0172; transecta 5= 0,2045). La transecta 5 se ubicó en un borde de alambrado con características similares a los bordes de los potreros en los agroecosistemas pampeanos, y se observó una abundancia extremadamente alta de *M.*

domesticus. En este borde la mayor cobertura fue debida a especies graminiiformes, entre las que se encontraron las gramíneas anteriormente mencionadas (Anexo 11). El ejemplar de *R. rattus* fue capturado en una trampa ubicada a pocos metros de un galpón de máquinas.

IV.4. La villa 31 de Retiro

La Villa 31 está ubicada en el barrio de Retiro, en la Ciudad de Buenos Aires. Habitan aproximadamente 5000 familias que se distribuyen en cinco barrios internos (Martín Güemes, Inmigrantes, Comunicaciones, 31 bis e YPF). Por tratarse de una villa de emergencia, un ambiente urbano marginal, posee características distintas a las de los demás barrios porteños. En particular, los materiales de construcción de las viviendas son precarios y existen áreas vegetadas que carecen de mantenimiento en los alrededores de las viviendas.

Los objetivos particulares de esta sección fueron:

- 1) Estudiar las comunidades de roedores presentes en la Villa 31 de Retiro en cuanto a la composición y abundancia de las especies, y
- 2) Describir las características de los hábitats para estos roedores.

IV.4.1. Materiales y Métodos

Se realizaron cuatro muestreos de roedores estacionales en el barrio Comunicaciones

y en distintos sectores del barrio YPF de la Villa 31. En cada muestreo se seleccionaron entre 2 y 4 manzanas. Los muestreos se realizaron en la primavera de 2003 (18-21/11/2003) y el verano de 2004 (24-27/2/2004) en el sector 1 del barrio YPF, en el otoño en el barrio Comunicaciones (18-21/5/2004) y en el invierno de 2004 en el sector 2 del barrio YPF (30/8-2/9/2004), figura IV.9. Luego del muestreo realizado en primavera de 2003 en el sector 1 del barrio YPF se desarrollaron tareas relacionadas a una experiencia de control que no son tratadas en este trabajo. La experiencia de control consistió en la colocación de cajas de seguridad con cebo tóxico en 36 unidades funcionales (entre el 21/11 al 5/12/03 y nuevamente entre el 19/12/03 al 13/2/04), se desmalezó área alrededor de las unidades funcionales y se realizaron charlas educativas con el objetivo de modificar algunas actividades que realizaban los vecinos que favorecerían la proliferación de roedores en el barrio. En sólo el 6,2% de las casas se observaron acciones de ordenamiento en el interior y el domicilio luego de las charlas. Se decidió incluir en los análisis del presente trabajo los resultados del muestreo de captura de roedores en verano de 2004 en este sector debido a que hasta ese momento, pese a las tareas de control realizadas, no se habían observado cambios en la abundancia de roedores (para más información ver Fernández, 2005).

Se pidió la colaboración de los vecinos para la realización del relevamiento en cada una de las unidades funcionales (viviendas y comercios) de las manzanas seleccionadas. Como ya se mencionó en el capítulo II, sección 6, una

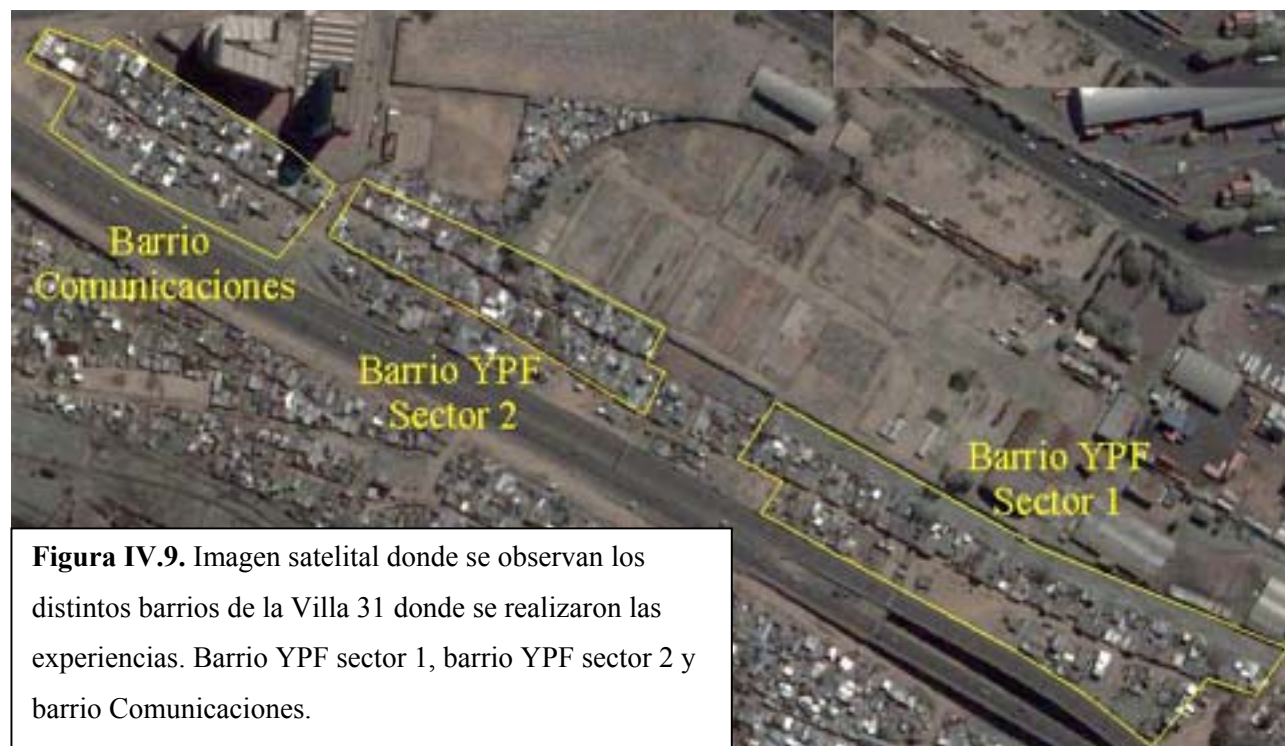


Figura IV.9. Imagen satelital donde se observan los distintos barrios de la Villa 31 donde se realizaron las experiencias. Barrio YPF sector 1, barrio YPF sector 2 y barrio Comunicaciones.

vez que “el responsable” de cada unidad funcional aceptó colaborar se le realizó una encuesta sobre presencia de roedores (Anexo 2). Para detectar la presencia de roedores se colocaron en cada unidad funcional cebaderos no tóxicos que funcionaron 7 noches y se realizó un relevamiento de las características de las unidades funcionales (se detallará en muestreo de hábitat). Luego de este intervalo fueron retirados los cebaderos y se colocaron en general dos trampas tipo Sherman y dos tipo jaula. Esta parte de la metodología fue descripta en mayor detalle en la sección II.6., en la que se analizó la asociación entre los índices de abundancia relativa estimados a partir de los datos obtenidos por las capturas, los cebaderos y las encuestas. Aquí se tratarán los resultados respecto a la composición y abundancia de roedores y las características del hábitat.

Los animales capturados fueron manipulados como en los muestreos de la reserva

y los parques, y se tomaron las mismas medidas corporales. Los animales capturados en este ambiente fueron sacrificados y coleccionados.

Se comparó la representatividad de las distintas especies capturadas en los distintos muestreos usando una prueba de homogeneidad, en el caso de encontrar diferencias significativas se analizó la homogeneidad entre muestreos partiendo la tabla de contingencia (Zar, 1996). Se compararon las abundancias relativas entre los muestreos, estimadas como éxito de captura de las especies por manzana, usando un modelo de Análisis de Varianza de un factor (ANOVA). Previamente se analizaron si se cumplían los supuestos para este modelo. Se consideraron distintos niveles del factor a los distintos muestreos realizados. Cuando se observaron diferencias significativas se realizaron las comparaciones de los distintos niveles usando una prueba de contrastes de Tukey (Zar, 1996). En el

muestreo de primavera de 2003, a diferencia de los otros muestreos, las trampas de captura viva fueron colocadas sólo en las unidades funcionales donde se registró actividad de roedores en al menos un cebadero. Por lo tanto, los valores de abundancia relativa (estimada a partir del éxito de captura) no pueden ser comparados con los obtenidos en los otros muestreos y no fueron incluidos en este análisis.

Muestreo de hábitat

Para la caracterización del hábitat en la Villa 31 fue necesario cambiar la metodología que se utilizó en la reserva y en los parques de la ciudad de Buenos Aires, ya que no es un ambiente vegetado. Se tuvo en cuenta la estructura edilicia y los hábitos de las personas. En cada unidad funcional se relevó un total de 15 variables de hábitat. El registro de las variables se realizó mediante la inspección de las unidades funcionales y a través de una encuesta. Las variables consideradas fueron elegidas en función de los trabajos de Bajomi y Sasvári (1986), Colvin y Jackson (1999) y Meyer (2003), y se incluyeron otras variables de acuerdo a nuestro criterio. En la tabla IV.8. se definen las variables registradas, los criterios tomados para su relevamiento y las abreviaturas usadas para cada una. El muestreo de primavera de 2003 no fue tenido en cuenta en este análisis.

En primer lugar, se analizó la asociación entre los índices de abundancia relativa de roedores y las variables de hábitat usando análisis univariados. Las variables que mostraron

asociación con los índices de abundancia relativa (con $p < 0,25$ en las pruebas univariadas) fueron incorporadas en primer lugar en un modelo de regresión por pasos hacia adelante a través de Modelos Lineales Generalizados (Anexo 4). Estos modelos de regresión múltiples fueron utilizados para determinar qué componentes del hábitat son mejores predictores de la abundancia relativa de roedores. Se eligió el modelo más simple y con mayor desviación explicada. Este análisis se realizó a dos escalas: a escala de microhábitat se consideró como observación individual a cada unidad funcional y a escala de macrohábitat, a cada manzana. Este criterio fue asumido teniendo en cuenta que el área de acción promedio de las especies capturadas puede incluir más de una unidad funcional en este tipo de ambientes, mientras que en una manzana pueden quedar incluidas las áreas de acción promedio de varios individuos (Bajomi y Sasvári, 1986; Guerrieri et al., 2003; Traweger y Slotta-Bachmayr, 2005).

A escala de microhábitat, se usaron como estimadores de uso dos índices de abundancia relativa: la respuesta afirmativa/negativa del encuestado sobre haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (UF90) y el éxito de captura de cada especie en las unidades funcionales (ecuación II.1.). Se utilizó el intervalo de 90 días para las respuestas sobre haber tenido roedores ya que éste mostró buena asociación con el éxito de captura (Capítulo II). Las variables de hábitat relevadas en esta escala son descriptas en la tabla IV.8. Se realizaron correlaciones no paramétricas de Spearman entre el éxito de captura de las distintas especies y las variables

Tabla IV.8. Variables de hábitat relevadas en las unidades funcionales en los ambientes residenciales, Villa 31 de Retiro y en el barrio Mataderos.

Variable	Abreviación	Descripción de la variable
Tipo de unidad funcional	TipoUF	Las unidades funcionales fueron asignadas a las siguientes categorías: 1-vivienda, 2-comercio, 3-vivienda y comercio, 4-industrias de productos no alimenticios, 5-industrias de productos alimenticios y 6-edificios públicos.
Superficie total	Sup.Tot	Superficie total del lote (en m ²) sobre el cual se encontraba construido el edificio
Superficie descubierta y proporción descubierta	Sup.Des P.Desc	Superficie sin construcciones (en m ²) ocupada por ejemplo por patios, jardines, etc. y se estimó la proporción de superficie descubierta.
Superficie cubierta por sustratos blandos	S.Tier-Pasto P.Tier-Past	Superficie cubierta por sustratos blandos como tierra, pasto, etc. en contraposición con los patios de material. Se estimó la proporción ocupada por estos sustratos blandos.
Accesos potenciales desde la vía pública	Acceso	Se registro la presencia de pasillos laterales a las construcciones. En el caso donde los patios o jardines estuvieran delante de la unidad funcional, estos también fueron considerados accesos potenciales desde la vía pública
Medianeras compartidas	Med.Com	Se registró si las unidades funcionales estaban o no apoyadas sobre al menos una de las dos medianeras.
Índice de material de construcción de la unidad funcional	IDUF	Se registraron los materiales con los que estaban hechos los pisos, paredes, techos y las áreas descubiertas. En esta última se registró si estaban cubiertos de cemento u otros materiales duros, o sustratos blandos como tierra, pasto, etc. Con estas variables se construyó un índice que toma el valor 3 cuando los materiales de construcción son más precarios y la gran parte de la superficie está ocupada por sustratos blandos y 0 en el caso contrario. Los materiales de las paredes no fueron tenidos en cuenta para el índice porque no mostró variación.
Densidad de personas, de adultos y de niños	D.Pers D.Adul D.Niño	Se preguntó al encargado de cada unidad funcional cuantos adultos y niños en edad escolar vivían en el lugar. En el caso que fuera un lugar laboral, cuantos eran los que estaban frecuentemente (en general la respuesta fue sobre cuantas personas trabajaban en el sitio). A partir de esta información se calcularon las densidades utilizando la superficie total del lote.

Tabla IV.8. Continuación.

Variable	Abreviación	Descripción de la variable
Superficie que se inunda	Sup.Inun	Se le preguntó al encargado de cada unidad funcional si cuando llovía existía algún sector que se inunda. En el caso afirmativo se estimó la
	P.Sup.Inun	superficie que se inunda y se calculó la proporción de la superficie total del lote que se inunda (P.Sup.Inun).
Presencia de habitaciones de bajo uso	Hab.B.Uso	Se registró la presencia de habitaciones que no están en uso, o cuya frecuencia de uso es baja. En esta última categoría se incluyó a los galpones de materiales, herramientas, depósitos y/o garajes.
Huerta	Huerta	Se registró si en la unidad funcional había huerta.
Superficie ocupada por materiales	Sup.mat	La superficie estimada que ocupaban en cada unidad funcional materiales acumulados útiles o en desuso (pero que no fuera mercadería ¹) como
	P.Mat	materiales de construcción, hierros, chapas, maderas, papeles, botellas, etc. Se estimó la proporción de la superficie ocupada por estos materiales sobre
	P.Mat/Desc	la superficie total del lote (P.Mat) y sobre la superficie del área descubierta (P.Mat/Desc), ya que lo más frecuente fue que estos materiales estuvieran ocupando las áreas descubiertas.
Densidad de animales, de perros, de gatos, de gallinas.	D.Anim	Se registró el número de animales que eran criados en cada unidad
	D.Perros	funcional como perros, gatos, gallinas, y otros. Se calculó la densidad de
	D.Gatos	estos a partir de la superficie total del lote.
	D.Gallinas	
Presencia de basura	Basura	Se registró la presencia de basura orgánica dispersa o al alcance de roedores en las unidades funcionales. Esta variable no fue tomada en cuenta en los análisis debido a las dificultades encontradas para relevarla.

¹Se consideró que la mercadería aunque puede ofrecer refugio para los roedores en general es movida frecuentemente en contraposición con otros materiales que son acumulados para usarse en algún momento, pero que frecuentemente se encuentran en el lugar sin ser movidos por largos períodos de tiempo, por lo tanto pueden ser usados por los roedores para construir sus nidos.

de hábitat cuantitativas. Se realizaron pruebas de Mann Whitney para comparar los valores medianos del éxito de captura observados en los distintos niveles de las variables de hábitat cualitativas. Se realizaron pruebas de Mann Whitney para comparar los valores medianos de las variables de hábitat cuantitativas en las unidades funcionales donde la persona encuestada manifestó haber tenido roedores en los últimos 90 días contra las unidades donde el encuestado manifestó no haberlos tenido. Se realizaron pruebas de independencia para analizar la asociación entre los distintos niveles de las variables de hábitat cualitativas y las respuestas observadas de las personas encuestadas. Para los Modelos Lineales Generalizados se asumió que ambos índices de abundancia relativa (la respuesta afirmativa/negativa y el éxito de captura) siguen una distribución binomial. Se utilizó la función logística como nexo entre las variables respuestas y las variables explicativas (Anexo 4).

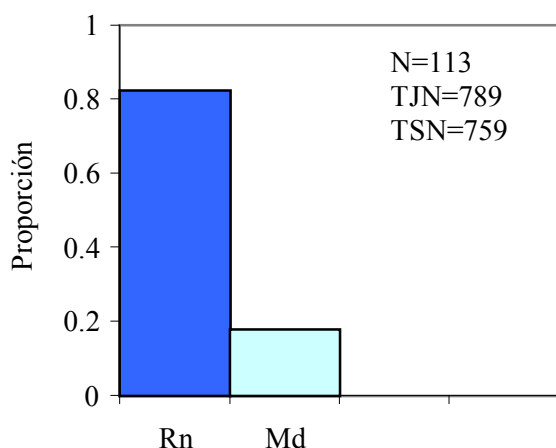
A escala de macrohábitat, se usaron como índices de abundancia relativa la proporción de personas por manzana que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (ecuación II.7.) y el éxito de captura de cada especie por manzana (ecuación II.1.). Las variables de macrohábitat fueron estimadas a partir de los datos correspondientes a las unidades funcionales que colaboraron con este estudio. Las variables medidas como densidades o proporciones a escala de microhábitat, fueron también consideradas como densidades o proporciones a escala de macrohábitat, con excepción de la proporción de la superficie de la unidad funcional que se inunda, que se estimó

como el valor promedio, debido a que se consideró que esta proporción representa un índice de mantenimiento de la unidad funcional. También se estimó el valor promedio para cada manzana del índice de materiales de construcción de la unidad funcional. Para las variables cualitativas (de las unidades funcionales) se calcularon las proporciones de unidades funcionales con estas características por manzana (ej. para el tipo de unidad funcional que puede ser casa o comercio, fue calculada la proporción de casas por manzana). Debido a que no fue posible relevar estas variables en todas las unidades funcionales contenidas en las manzanas seleccionadas, estos valores son estimadores de los componentes del hábitat de cada manzana. Se analizó la asociación entre los índices de abundancia relativa y las variables de hábitat a esta escala por medio de correlaciones no paramétricas de Spearman. Para los Modelos Lineales Generalizados se asumió que ambos índices de abundancia relativa siguen una distribución binomial. Se utilizó la función logística como función nexo entre los índices de abundancia relativa y las variables de hábitat.

IV.4.2. Resultados

En la Villa 31 se capturaron un total de 113 roedores, con un total de 789 trampas jaula noche y 759 trampas Sherman noche. *R. norvegicus* fue la especie dominante en las capturas, acompañada por *M. domesticus*, figura IV.10. La representatividad relativa de estas especies no fue homogénea en los distintos muestreos ($X^2=38,80$; $gl= 3$, $p=0,000$). En el barrio Comunicaciones la proporción de *M.*

Figura IV.10. Representación de cada una de las especies presentes en la Villa 31 de Retiro como la proporción de individuos capturados de cada especie respecto al total de las capturas. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.



domesticus fue mayor que en el barrio YPF ($X^2=35,77$; gl= 1, $p=0,000$), mientras que fue semejante la representación relativa de *R. norvegicus* y *M. domesticus* en los distintos muestreos que se realizaron en el barrio YPF ($X^2=0,39$; gl=2, $p=0,823$).

En la primavera de 2003 se capturaron 36 roedores en 19 unidades funcionales, *R. norvegicus* representó el 86,11% de las capturas y *M. domesticus* el 13,89%. El esfuerzo de captura fue de 156 trampas jaula noche y 153 trampas Sherman noche colocadas en 27 unidades funcionales. En verano de 2004 se capturaron 42 roedores en 25 unidades funcionales, *R. norvegicus* fue la especie más capturada (85,71%), acompañada por *M. domesticus* (14,30%). El esfuerzo de captura fue de 264 trampas jaula noche y 273 trampas Sherman noche colocadas en

46 unidades funcionales. En otoño se capturaron 26 roedores en 11 unidades funcionales, *M. domesticus* fue la especie dominante (76,92%), seguida por *R. norvegicus* (23,08%). El esfuerzo de captura fue de 141 trampas jaula noche y 99 trampas Sherman noche ubicadas en 35 unidades funcionales. En invierno se capturaron 9 roedores en 6 unidades funcionales, *R. norvegicus* fue la especie dominante (78,0%) acompañada por *M. domesticus* (22,0%) con un esfuerzo de captura de 228 trampas jaula noche y 234 trampas Sherman noche ubicadas en 34 unidades funcionales.

La abundancia de *R. norvegicus* no difirió entre los distintos muestreos realizados en la Villa 31. La abundancia de *M. domesticus* fue mayor en el muestreo de otoño realizado en el barrio Comunicaciones respecto a los otros dos muestreos, realizados en distintos sectores del barrio YPF en verano e invierno de 2004, tabla IV.9.

El 60% de las personas encuestadas en la Villa 31 de Retiro manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (N=135). Esta proporción fue homogénea entre los distintos sectores de la villa donde se realizaron las encuestas, tabla IV.10. El 62,8% de los encuestados manifestó haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días (N=137). Esta proporción no fue homogénea entre los distintos muestreos, siendo menor en Comunicaciones respecto a los dos sectores de YPF, tabla IV.10. Cabe aclarar, que si bien no fue la intención cuando se diseñó la encuesta, al formularles la pregunta “¿Usted vio ratas o lauchas en su barrio?” y en caso afirmativo “¿cuándo fue la última vez?” y “¿dónde?” hemos observado que la

Tabla IV.9. Tabla del modelo de ANOVA de un factor y éxitos de captura medio (EC medio) de *R. norvegicus* y *M. domesticus* en los distintos muestreos realizados en la Villa 31. Los distintos muestreos fueron considerados niveles del factor fijo “muestreo”. Las líneas unen dos o más valores medios con ausencia de diferencias significativas para el ANOVA o en los contrastes de Tukey ($p > 0,05$). Muestreo de verano barrio YPF sector 1 (YPF S1), muestreo de otoño barrio Comunicaciones (Com) y muestreos de invierno barrio YPF sector 2 (YPF S2).

<i>R. norvegicus</i>	gl factor	gl error	F	p
Muestreo	2	7	1,27	0,337

Muestreo	YPF S1	Com	YPF S2
EC medio	0,097	0,065	0,030

<i>M. domesticus</i>	gl factor	gl error	F	p
Muestreo	2	7	4,99	0,045

Muestreo	YPF S2	YPF S1	Com
EC medio	0,066	0,107	0,357

concepción de “barrio” para los encuestados está ligada al área de la vía pública. Casi nunca una persona contestó haberlas visto en la casa de un vecino.

Asociación de los roedores con el hábitat

La mayoría de las unidades funcionales muestreadas en la Villa 31 fueron viviendas, mientras que una pequeña proporción fueron comercios, tabla IV.11. A escala de unidad funcional (microhábitat), la respuesta sobre la

Tabla IV.10. Proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su unidad funcional (PropUF90) y en su barrio en los últimos 90 días (PropBA90) en los distintos barrios de la Villa 31. Barrios YPF sector 1 (YPF S1), sector 2 (YPF S2) y barrio Comunicaciones de la Villa 31. PropUF90: $X^2=0,777$; $gl=2$, $p=0,678$; PropBA90: $X^2=8,825$; $gl=2$, $p=0,0121$; (YPF S1 vs YPF S2): $X^2_{Yates}=0,000$; $gl=1$, $p=0,972$; (YPF S1 + YPF S2 vs Comunicaciones): $X^2_{Yates}=7,570$; $gl=1$, $p=0,006$

Muestreo	PropUF90	PropBA90	N
YPF S1	0,60	0,687	67 ⁺
Comunicaciones	0,656	0,406	32
YPF S2	0,553	0,711	38
Total	0,60	0,628	137 ⁺

⁺Dos personas no respondieron la pregunta respecto a su unidad funcional en el barrio YPF sector 1 por lo que para la PropUF90 de este sector y del total los N son 65 y 135 respectivamente.

presencia de roedores mostró una asociación positiva con la superficie y la proporción de la unidad funcional que se inunda, tabla IV.12. El éxito de captura de *R. norvegicus* mostró una asociación positiva con la superficie total del lote, la superficie y proporción descubierta, la superficie que se inunda, la superficie y proporción ocupada por materiales acumulados, la superficie y proporción ocupada por sustratos blandos, la densidad de animales, la densidad de gallinas, y en cambio se asoció negativamente con la densidad de personas y la densidad de adultos.

El éxito de captura de *M. domesticus* estuvo positivamente asociado con la densidad de gallinas, y negativamente con la superficie y proporción descubierta, tabla IV.12. Estas variables de hábitat fueron consideradas como posibles variables explicativas en los modelos de regresión múltiple. El modelo que mejor describe las respuestas afirmativas/negativas respecto a haber tenido roedores en su unidad funcional incorporó sólo la proporción de superficie que se inunda con pendiente positiva, tabla IV.13. El modelo que mejor describe el éxito de captura de *R. norvegicus* incorporó la superficie ocupada por sustratos blandos y la proporción de la superficie que se inunda con pendientes positivas, tabla IV.13. Por último, el conjunto de variables de hábitat que mejor describen el éxito de captura de *M. domesticus* incorporó la presencia de accesos con pendiente positiva y la superficie descubierta con pendiente negativa, tabla IV.13. Todos los modelos explican una baja proporción de la varianza total de los tres índices de abundancia relativa usados, siendo el modelo para el éxito de captura de *M. domesticus*, seguido por el de *R. norvegicus*, los que mayor varianza explican, tabla IV.13.

A escala de manzana (macrohábitat), se observaron asociaciones positivas entre la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en los últimos 90 días con la

densidad de perros y otros animales por manzana, mientras que se observó una asociación negativa con la densidad de gatos, tabla IV.14. Según los modelos de regresión ninguna de las variables de hábitat analizadas a esta escala explicaron significativamente mejor la desviación residual respecto al valor medio (Modelo Nulo). El éxito de captura de *R. norvegicus* estuvo asociado positivamente con la proporción de casas con huerta en la manzana, la densidad de gallinas, la proporción del área descubierta y el promedio del índice de tipo de materiales de construcción, tabla IV.14. El modelo de regresión que mejor explicó el éxito de captura de *R. norvegicus* incorporó el índice promedio de materiales de construcción de las unidades funcionales por manzana, la proporción de viviendas y la proporción de superficie descubierta, tabla IV.15. Al igual que para la escala de microhábitat, el éxito de captura de *M. domesticus* estuvo asociado positivamente con la proporción de unidades funcionales con accesos y con el promedio de la proporción de la superficie de las unidades funcionales que se inundan, tabla IV.14. El modelo para el éxito de captura de *M. domesticus* incorporó únicamente el promedio de la superficie que se inunda, tabla IV.15. Los modelos describen bien el comportamiento de los éxitos de captura de ambas especies, siendo el porcentaje de la varianza explicada mayor al 70% en ambos casos, tabla IV.15.

Tabla IV.11. Variables de hábitat cualitativas en la Villa 31 y su relación con los índices de abundancia relativos: unidades funcionales donde la persona manifestaron haber tenido roedores en el último trimestre (UF90), éxito de captura de *R. norvegicus* (EC Rn), éxito de captura de *M. domesticus* (EC Md). Se informan el estadístico χ^2 (grados de libertad), las probabilidades exactas (p), las proporciones UF90 para cada uno de los niveles de las variables (entre paréntesis el número de unidades funcionales muestreadas), estadístico de U de Mann Whitney, la mediana del EC Rn y del EC Md para cada uno de los niveles de las variables (entre paréntesis el primer y tercer cuartil y el número de unidades funcionales muestreadas). Los nombres abreviados de las variables corresponden a la tabla IV.8.

	UF90	EC Rn	EC Md
TipoUF	$\chi^2_{(1)} = 0,026$; p = 0,872	U = 385,5; p = 0,363	U = 588 ; p = 0,910
Vivienda	59,46 (n = 74)	0 (0 - 0,143; n = 74)	0 (0 - 0; n = 85)
Comercio	57,14 (n = 14)	0 (0 - 0; n = 12)	0 (0 - 0; n = 14)
Acceso	$\chi^2_{(1)} = 0,326$; p = 0,568	U = 470 ; p = 0,252	U = 698 ; p = 0,061
sin	0,621 (66)	0 (0 - 0,125; n = 69)	0 (0 - 0; n = 76)
con	0,55 (20)	0 (0 - 0,155; n = 16)	0 (0 - 0,083; n = 22)
Med.Com	$\chi^2_{(1)} = 0,009$; p = 0,925	U = 697,5 ; p = 0,742	U = 835,5 ; p = 0,248
sin	0,6 (20)	0 (0 - 0,167; n = 23)	0 (0 - 0; n = 25)
con	0,588 (68)	0 (0 - 0,143; n = 63)	0 (0 - 0; n = 74)
Huerta	$\chi^2_{(1)} = 1,697$; p = 0,193	U = 191 ; p = 0,32	U = 317 ; p = 0,973
sin	0,613 (80)	0 (0 - 0,125; n = 79)	0 (0 - 0; n = 91)
con	0,375 (8)	0,071 (0-0,167; n = 6)	0 (0 - 0; n = 7)
Hab.B.Uso	$\chi^2_{(1)} = 1,073$; p = 0,30	U = 481,5 ; p = 0,898	U = 631 ; p = 0,787
sin	0,618 (76)	0 (0 - 0,125; n = 70)	0 (0 - 0; n = 81)
con	0,455 (11)	0 (0 - 0,167; n = 14)	0 (0 - 0; n = 16)

Tabla IV.12. Variables de hábitat cuantitativas y su relación con los índices de abundancia relativos en la Villa 31: unidades funcionales donde la persona manifestaron haber tenido roedores en los últimos 90 días (UF90), éxito de captura de *R. norvegicus* (EC Rn) y éxito de captura de *M. domesticus* (EC Md). Se informa el estadístico de U de Mann Whitney con las probabilidades exactas, la mediana para cada una de las variables en los dos niveles de UF90 (entre paréntesis el primer, tercer cuartil y número de unidades funcionales muestreadas), el número de unidades funcionales muestreadas, el coeficiente de asociación r de Spearman, y las probabilidades exactas (p). Los nombres abreviados de las variables corresponden a la tabla IV.8.

	UF90		EC Rn	EC Md
	Negativa	Afirmativa		
Sup.Tot	U = 870,5 ; p = 0,578; 100 (53-162,5) n = 36		r = 0,208 p = 0,054 n = 86	r = -0,099 p = 0,330 n = 99
Sup.Des	U = 916,5 ; p = 0,868 24 (8 - 63) n = 36		r = 0,313 p = 0,003 n = 86	r = -0,133 p = 0,190 n = 99
Sup.Inun	U = 539 ; p = 0,000 0 (0 - 1) n = 36		r = 0,335 p = 0,002 n = 85	r = 0,008 p = 0,939 n = 98
Sup.Mat	U = 850 ; p = 0,654 2 (0 - 5,5) n = 36		r = 0,333 p = 0,002 n = 85	r = -0,078 p = 0,445 n = 97
D.Pers	U = 873 ; p = 0,593 0,061 (0,042-0,112) n = 36		r = -0,144 p = 0,185 n = 86	r = -0,0868 p = 0,393 n = 99
D.Adul	U = 865,5 ; p = 0,549 0,038 (0,025-0,07) n = 36		r = -0,185 p = 0,088 n = 86	r = -0,051 p = 0,617 n = 99
D.Niño	U = 865,5; p = 0,549 0,019 (0,005-0,039) n = 36		r = -0,039 p = 0,723 n = 86	r = -0,085 p = 0,403 n = 99
S.Tierra-Pasto	U = 918,5 ; p = 0,843 0 (0 - 9) n = 36		r = 0,240 p = 0,026 n = 86	r = -0,066 p = 0,516 n = 99

Tabla IV.12. Continuación.

	UF90		EC Rn	EC Md
	Sin	Con		
IDUF	U = 731; p = 0,218 0,333 (0 - 1) n = 35		r = 0,243 p = 0,029 n = 81	r = 0,051 p = 0,625 n = 93
D.Gallinas	U = 918; p = 0,727 0 (0 - 0) n = 36		r = 0,293 p = 0,006 n = 86	r = 0,144 p = 0,155 n = 99
D.Anim	U = 811; p = 0,286 0,007 (0,001 - 0,024) n = 36		r = 0,160 p = 0,141 n = 86	r = -0,008 p = 0,936 n = 99
D.Perros	U = 779; p = 0,179 0,006 (0 - 0,0125) n = 36		r = 0,122 p = 0,264 n = 86	r = 0,014 p = 0,891 n = 99
D.Gatos	U = 901,5; p = 0,729 0 (0 - 0,011) n = 36		r = 0,036 p = 0,742 n = 86	r = -0,068 p = 0,501 n = 99
P.Tier-Past	U = 931; p = 0,954 0 (0 - 0,075) n = 36		r = 0,244 p = 0,023 n = 86	r = -0,067 p = 0,510 n = 99
P.Desc	U = 795; p = 0,231 0,22 (0,138 - 0,4) n = 36		r = 0,300 p = 0,005 n = 86	r = -0,147 p = 0,160 n = 99
PSup.Inun	U = 528; p = 0,000 0 (0 - 0,006) n = 36		r = 0,270 p = 0,013 n = 85	r = 0,050 p = 0,630 n = 98
P.Mat	U = 852,5; p = 0,671 0,0146 (0 - 0,04) n = 36		r = 0,272 p = 0,012 n = 85	r = -0,081 p = 0,432 n = 97
P.Mat/Desc	U = 640; p = 0,701 0,079 (0 - 0,2) n = 30		r = 0,168 p = 0,137 n = 80	r = -0,039 p = 0,719 n = 89

Tabla IV.13. Modelos Lineales Generalizados de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre los índices de abundancia de roedores y las variables de hábitat en la Villa 31 a escala de microhábitat. Los índices de abundancia relativa utilizados como variables respuestas fueron: respuesta afirmativa/negativa sobre haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (UF90), éxito de captura de *R. norvegicus* (EC Rn) y éxito de captura de *M. domesticus* (EC Md). Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por cada modelo. Las abreviaciones de las variables de hábitat corresponden a la tabla IV.8.

UF90 (8,4%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				119,069	87			
Intercepción	-0,0516	-0,198	0,422					
PSup.Inan	0,161	2,205	0,015	109,092	86	9,976	1	0,002
EC Rn (12,3%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				92,858	84			
Intercepción	-2,698	-12,69	0,000					
Sup.Tierra- pasto	0,005	2,189	0,016	84,895	83	7,963	1	0,005
P.Sup.Inun	0,0370	1,992	0,025	81,492	82	3,403	1	0,065
EC Md (18,51 %)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				80,283	47			
Intercepción	-1,674	-5,315	0,000					
Acceso	0,702	3,001	0,004	71,532	46	8,752	1	0,003
Sup.Desc	-0,015	-2,144	0,037	65,425	45	6,107	1	0,013

Tabla IV.14. Relación entre variables a escala de macrohábitat (manzana) y su relación con los índices de abundancia relativos en la Villa 31: proporción de unidades funcionales donde las personas manifestaron haber tenido roedores en los últimos 90 días (PropUF90), éxito de captura de *R. norvegicus* (EC Rn) y éxito de captura de *M. domesticus* (EC Md). Se informa el coeficiente de asociación r de Spearman y la probabilidad exacta (p). El número de manzanas muestreadas es 10.

Variables de macrohábitat	Abreviación	PropUF90		EC RN		EC Md	
		r	p	r	p	r	p
Proporción de viviendas	P.Viviendas	0,168	0,641	0,21	0,559	0,549	0,1
Proporción de UF con acceso	P.Acceso	0,155	0,667	0,281	0,43	0,707	0,022
Proporción de UF con medianera	P.Med.Com	-0,137	0,704	-0,024	0,946	0,05	0,89
Proporción de UF con huerta	P.Huerta	-0,038	0,915	0,503	0,137	0,3	0,399
Proporción de UF con habitaciones con bajo uso	P.Hab.B.Uso	0,024	0,946	0,155	0,668	0,164	0,649
Densidad de adultos	D.Adultos	-0,097	0,789	-0,374	0,286	-0,031	0,931
Densidad de niños	D.Niños	-0,291	0,413	0,165	0,647	-0,268	0,452
Densidad de personas	D.Personas	-0,285	0,423	-0,141	0,697	-0,337	0,339
Densidad de animales	D.Animales	0,504	0,136	-0,128	0,722	-0,062	0,863
Densidad de perros	D.Perros	0,492	0,148	-0,153	0,672	0,187	0,603
Densidad de gatos	D.Gatos	-0,474	0,166	-0,398	0,253	-0,125	0,73
Densidad de gallinas	D.Gallinas	0,311	0,381	0,543	0,104	-0,073	0,84
Proporción de la superficie descubierta	P.Sup.Desc	-0,145	0,687	0,619	0,056	-0,062	0,863
Proporción de la superficie ocupada por materiales como materiales de construcción, hierros, chapas, maderas, papeles, botellas, etc.	P.Sup.Mat	0,346	0,326	0,19	0,598	-0,187	0,603
Proporción de la superficie ocupada por sustratos blandos como tierra, césped, etc.	P.Sup.Tierra Pasto	0,028	0,938	0,784	0,007	0,151	0,675
Índice de materiales de construcción de las unidades funcionales promedio	M.IUF	0,224	0,532	0,742	0,013	-0,037	0,918
Proporción de la unidad funcional que se inunda promedio	M.P.Sup.Inun	0,231	0,52	0,251	0,483	0,468	0,171

Tabla IV.15. Modelos Lineales Generalizados de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre los índices de abundancia de roedores y las variables de hábitat en la villa 31 a escala de macrohábitat. Los índices de abundancia relativa utilizados como variables respuestas fueron: el éxito de captura de *R. norvegicus* (EC Rn) y el éxito de captura de *M. domesticus* (EC Md). Las abreviaciones de las variables de hábitat corresponden a la tabla IV.14. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por cada modelo.

EC Rn (91,39%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				40,342	9			
Intercepción	-11,915	-3,892	0,004					
M.IDUF	1,975	4,307	0,003	17,102	8	23,240	1	0,000
P.Viviendas	4,845	2,882	0,024	11,468	7	5,634	1	0,018
P.Desc	12,336	2,252	0,065	3,474	6	7,994	1	0,005

EC Md (73,01%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				38,937	9			
Intercepción	-4,142	-12,23	0,000					
M.P.Sup.Inun	13,261	5,636	0,001	10,510	8	28,427	1	0,000

IV.5. Barrio Mataderos

El barrio Mataderos está ubicado en el Suroeste de la ciudad, comprende un total aproximado de 458 manzanas con una superficie total de 745,5 ha. Está delimitado en la Ciudad de Buenos Aires por los barrios Villa Luro, Villa Lugano, Liniers, y Parque Avellaneda, y hacia la provincia de Buenos Aires por el Partido de la Matanza.

La mayor parte del barrio tiene características residenciales. En este barrio además se concentra la recepción y el faenamiento de la carne que se consume en la ciudad. Antiguamente se encontraba el matadero en el

Mercado de Hacienda, de allí deriva el nombre del barrio. En el Mercado de Hacienda se remata diariamente ganado vacuno que llega al lugar vivo y una vez vendido es trasladado para su faena a frigoríficos ubicados fuera de la ciudad de Buenos Aires. Por razones históricas en los alrededores del Mercado existen un gran número de frigoríficos y fábricas vinculadas al procesamiento y comercialización de derivados de la carne. Un rasgo notable de Mataderos es su entramado urbano. Mientras que se distinguen zonas puramente residenciales, otras son altamente heterogéneas donde las fábricas, frigoríficos y casas se alternan en una misma cuadra. Además, en un sector ubicado sobre las calles Rodó y la Av. Lisandro de la Torre se concentran un gran

número de comercios mayoristas y minoristas de carne y derivados.

Los objetivos particulares de esta sección fueron:

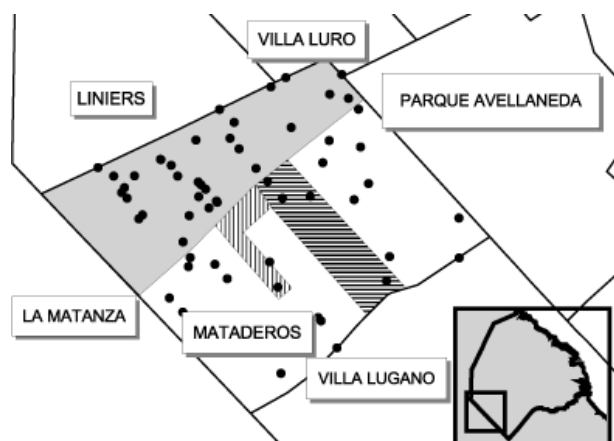
- 1) Estudiar las comunidades de roedores presentes en el barrio Mataderos en cuanto a la composición y abundancia de las especies, y
- 2) Describir las características del hábitat para los roedores.

IV.5.1. Materiales y métodos

De acuerdo a las características mencionadas se delimitaron en el barrio Mataderos tres áreas: industrial, comercial y residencial, figura IV.11. Para ello, se realizaron recorridos preestablecidos registrándose la disposición de las diferentes unidades funcionales (comercios; industrias y/o residencias familiares). El área fue caracterizada mediante el análisis de variables demográficas, edilicias y la ubicación de las denuncias de roedores recibidas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires previamente cargados en un Sistema de Información Geográfico. La zona definida como industrial, quedó comprendida entre las calles Tapalqué, Murguiondo, Av. Eva Perón y Larraya. Esta zona se caracteriza por una gran cantidad de industrias no alimenticias y alimenticias, estas últimas principalmente asociadas a productos derivados de la carne (principalmente frigoríficos). En esta zona existe una baja densidad de población residente y se recibe un bajo número de denuncias de roedores. La zona comercial estuvo comprendida entre las calles Rodó, Av. Lisandro de la Torre, Garzón, Timoteo

Gordillo, Tapalqué y Murguiondo. Esta zona se caracteriza por una gran cantidad de comercios asociados a productos derivados de la carne (principalmente carnicerías), una densidad intermedia de población residente y un número bajo de denuncias de roedores. Una tercer zona definida como residencial, quedó comprendida entre las calles Tapalqué, Gral. Paz, Av. Emilio Castro y Escalada. Esta zona se caracteriza por una mayor densidad de población residente, comercios de distintos rubros y un mayor número de denuncias de roedores respecto a las otras zonas.

Figura IV.11. Esquema del barrio Mataderos donde se muestran las tres zonas que se delimitaron, en gris el área residencial, con rayas horizontales el área industrial y con rayas verticales el área comercial. Los puntos negros son las denuncias sobre presencia de roedores recibidas por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires en el primer semestre de 2003.



Muestreo piloto

Con el objetivo de evaluar la factibilidad de realizar muestreos de roedores en el barrio Mataderos se realizó un muestreo piloto en nueve cuadras del área industrial en la primavera de

2003. En cada cuadra se colocaron cebaderos con trampas de pelo cada 10 m formando transectas en ambas veredas. Los cebaderos se colocaron el 10 de octubre y fueron revisados cada tres o cuatro días en tres oportunidades. Los cebaderos fueron reemplazados en el caso de aparecer signos de actividad de roedores o si desaparecieron. Una vez retirados de la vía pública, el 21 de octubre, se pidió la colaboración a los propietarios de todas las unidades funcionales ubicadas en las nueve cuadras seleccionadas. En cada una se realizó la misma encuesta sobre la presencia de roedores realizada a los vecinos de la Villa 31 (Anexo 2). Luego se colocaron dos cebaderos con trampa de pelos en cada unidad funcional (aunque en algunas unidades funcionales el número de cebaderos varió entre uno y cuatro). Los cebaderos funcionaron durante 7 noches consecutivas, luego de este intervalo fueron revisados y retirados; y se colocaron dos trampas tipo Sherman y dos trampas tipo jaula en cada unidad funcional (nuevamente en algunas unidades funcionales el número de trampas de cada tipo varió entre uno y cuatro). Las trampas fueron cebadas y revisadas de la misma manera que en los muestreos de la Reserva, los parques y la Villa 31. En esta oportunidad las trampas funcionaron solamente 2 noches consecutivas.

Muestreos estacionales

De acuerdo a los resultados obtenidos en el muestreo piloto se decidió realizar muestreos con frecuencia estacional desde el invierno de 2004 hasta el otoño de 2005. Se decidió no muestrear la vía pública debido a las numerosas pérdidas de cebaderos. En cada muestreo se

seleccionaron al azar dos manzanas ubicadas en la zona industrial, dos en la zona comercial y dos en la zona residencial. Se muestrearon un total de 24 manzanas del barrio. En cada muestreo se realizó la encuesta en las unidades funcionales que prestaron colaboración, y se colocaron cebaderos con trampas de pelos que funcionaron durante 7 días. Luego fueron retirados y se colocaron en promedio 2 trampas jaula y 2 trampas Sherman, que funcionaron 3 noches consecutivas. La metodología utilizada en esta parte fue presentada en mayor detalle en la sección II.6.1., siendo igual que en el muestreo piloto de este barrio y que en los muestreos realizados en la Villa 31. Los resultados de la actividad de roedores medida con los cebaderos fueron analizados en el capítulo II. Respecto a los objetivos de esta sección no aportan información relevante o adicional comparada a la obtenida a partir de las encuestas y las capturas, por lo que no serán tratados aquí.

Los animales capturados fueron manipulados como en los muestreos de la reserva, los parques y la Villa 31, y se tomaron las mismas medidas corporales. Los animales capturados en este ambiente fueron sacrificados y coleccionados.

Se comparó el éxito de captura de roedores por manzana entre las distintas épocas del año y entre las tres zonas definidas en el barrio. Para esto se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Se utilizó un análisis no paramétrico debido a que no se cumplían los supuestos de normalidad requeridos por el modelo de ANOVA (Prueba de Lillieford, $p < 0,01$).

Muestreo de hábitat

Por tratarse de un ambiente residencial, el hábitat se relevó usando la misma metodología que en la Villa 31, tabla IV.2.

Al igual que en la Villa 31, se analizó en primer lugar la asociación entre los índices de abundancia relativa y las variables de hábitat usando análisis univariados, y luego las variables que se encontraron asociadas con estos índices (aún las que presentaron asociaciones débiles con $p < 0,25$) fueron incorporadas en primer lugar en un modelo de regresión por pasos hacia adelante a través de Modelos Lineales Generalizados (Anexo 4). Este análisis se realizó a escala de microhábitat (unidades funcionales) y macrohábitat (manzanas). Los criterios utilizados para definir estas dos escalas de análisis y el análisis de los datos fueron descritos en la sección IV.4.1. Los modelos de regresión múltiple fueron utilizados para determinar qué componentes del hábitat son mejores predictores de los índices de abundancia relativa.

En el barrio Mataderos se agregaron a escala de manzana un grupo de variables relevadas desde la vía pública. Se relevó el tipo de unidades funcionales contenidas en todas las manzanas muestreadas. Las unidades funcionales fueron clasificadas en distintos tipos: viviendas tipo casa (incluye propiedades horizontales de hasta 4 unidades de vivienda, casas “A” y “B” (INDEC, 1991)), viviendas tipo departamentos, comercios alimenticios, comercios no alimenticios, industrias alimenticias, industrias no

alimenticias, edificios públicos, baldíos y otros, usando planos catastrales. Se determinó además si las unidades se encontraban abandonadas. Estos registros fueron cargados en un ArcView 3.2a GIS (Esri, 1999) y se calculó la proporción de la superficie de cada manzana ocupada por cada tipo de unidad funcional. Se registró el número de árboles en las veredas con altura mayor a los 3 metros y el porcentaje de las veredas ocupadas con vegetación menor y mayor a los 20 cm de altura. Se incorporó al análisis información demográfica para cada manzana a partir de datos obtenidos del Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC, 1991): la densidad de personas que viven en cada manzana, la densidad de personas que trabajan, la densidad de personas totales (que trabajan y/o viven en la manzana), y la densidad de unidades familiares con necesidades básicas insatisfechas (INDEC, 1991). La densidad de personas fue estimada de dos fuentes: 1) a partir de los datos demográficos obtenidos del relevamiento de hábitat, dividiendo el total de las personas que trabajaban o vivían en unidades funcionales que aceptaron colaborar por la suma de superficies de los lotes de estas unidades funcionales y 2) a partir de los datos del Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC, 1991) dividiendo el número de personas que viven en la manzana sumado a los puestos de trabajo declarados, por la superficie de la manzana.

IV.5.2. Resultados

Muestreo piloto

Una gran parte de los cebaderos ubicados en la vía pública faltaron o estuvieron rotos (un

33,9 % del total de 540 eventos de revisión, 180 cebaderos revisados en 3 oportunidades). En el 4,7% de los eventos de revisión se observaron signos de actividad de roedores en los cebaderos (N=357). El 21,15% (N=52) de los encuestados manifestaron haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días, mientras que el 17,31% (n=52) manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional. Se capturaron dos ejemplares de *R. rattus* en dos unidades funcionales distintas, con un esfuerzo total de 88 trampas jaula noche y 124 trampas Sherman noche. La experiencia piloto mostró una gran dificultad para realizar muestreos en la vía pública, mientras que mostró la factibilidad de realizar muestreos de roedores dentro de las unidades funcionales. Por estas razones se decidió programar muestreos de roedores dentro de las unidades funcionales con frecuencia estacional. Teniendo en cuenta estos resultados, el tiempo que se demora en las tareas de campo y la proporción de unidades funcionales en que se presta colaboración, se decidió elegir al azar, en cada una de las zonas definidas previamente, 6 manzanas en cada estación del año.

Muestreos estacionales

Se capturaron un total de 25 roedores con un total de 1136 trampas jaula noche y 1231 trampas Sherman noche ubicadas en 232 unidades funcionales. *R. rattus* fue la especie dominante en las capturas y estuvo acompañada por *R. norvegicus*, figura IV.12. En el invierno de 2004 se capturaron dos ejemplares de *R. rattus* con un esfuerzo de captura de 258 trampas jaula noche y 288 trampas Sherman noche ubicadas en 52

unidades funcionales. En la primavera se capturaron tres *R. rattus* y tres *R. norvegicus* con un esfuerzo de captura de 249 trampas jaula noche y 303 trampas Sherman noche ubicadas en 49 unidades funcionales. En el verano de 2005 se capturaron 15 ejemplares de *R. rattus* con un esfuerzo de captura de 353 trampas jaula noche y 337 trampas Sherman noche ubicadas en 69 unidades funcionales. Finalmente, en otoño de 2005 se capturaron 2 ejemplares de *R. rattus* con un esfuerzo de captura de 276 trampas jaula noche y 306 trampas Sherman noche, ubicadas en 62 unidades funcionales. El éxito de captura de *Rattus* spp. (*R. norvegicus* y *R. rattus* juntas) no mostró diferencias en las distintas zonas del barrio o entre las distintas épocas del año, tabla IV.16.

Figura IV.12. Representación relativa de las especies y roedores en el barrio Mataderos como la proporción de individuos capturados de cada especie respecto al total de las capturas realizadas en los muestreos estacionales. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.

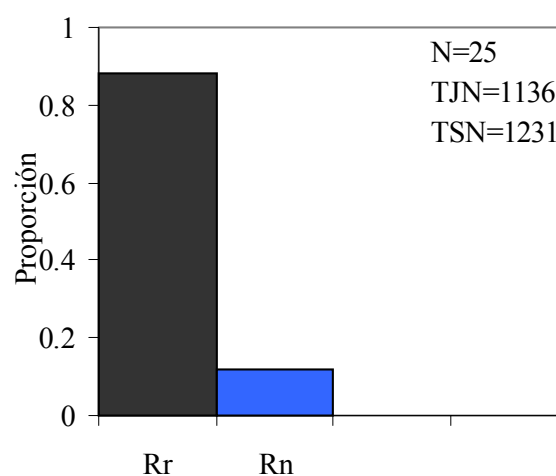


Tabla IV.16. Tabla de la prueba de Kruskal Wallis y éxitos de captura mediano (EC mediano) de *Rattus spp.* en las distintas épocas y zonas de Mataderos. Cuando las líneas juntan dos o más valores medianos indica ausencia de diferencias significativas para la prueba ($p > 0,05$). Muestreos de invierno de 2004 (Inv04), primavera de 2004 (Pri04), verano de 2005 (Ver05) y otoño de 2005 (Oto05). Zona industrial (Ind), comercial (Com) y residencial (Res) del barrio Mataderos donde se eligieron las manzanas donde se realizaron los muestreos.

<i>Rattus spp.</i>	H	gl	p	
Época	0,319	3	0,956	
Zona	0,975	2	0,672	
Época	Inv04	Pri04	Ver05	Oto05
EC mediano	0	0	0,008	0
Zona	Ind	Com	Res	
EC mediano	0	0,009	0	

El 16,44% de las personas encuestadas en Mataderos manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (N=292). Esta proporción fue homogénea entre épocas del año pero difirió entre distintas zonas del barrio, siendo menor en la zona residencial respecto a las zonas comercial e industrial, tabla IV.17. El 34,1% de los encuestados manifestó haber visto roedores en su barrio en los últimos 90 días (N=267). Al igual que la anterior, la proporción fue homogénea entre distintas épocas del año y no fue homogénea entre las distintas zonas, siendo menor en la zona residencial respecto a las zonas industrial y comercial, tabla IV.17.

Asociación de los roedores con el hábitat

De las 292 unidades funcionales donde se realizó la encuesta sobre la presencia de roedores, en 236 se pudo realizar el relevamiento de hábitat. De las 232 unidades donde se realizaron capturas, en 192 se pudo realizar el relevamiento de hábitat. La mayoría de las unidades funcionales muestreadas en el barrio Mataderos fueron viviendas, pero también se muestrearon un número importante de comercios e industrias, tabla IV.18.

A escala de unidad funcional (microhábitat), se observó que una mayor proporción de personas manifestó haber tenido roedores en los últimos 90 días en las industrias respecto a las viviendas y comercios ($X^2 = 4,153$; $gl=1$; $p=0,042$). Las unidades funcionales donde los encuestados respondieron haber observado roedores en los últimos 90 días tenían una mayor superficie total del lote, mayor superficie y proporción de superficie que se inunda y menor densidad de perros respecto a las unidades funcionales donde los encuestados respondieron no haber tenido roedores en el mencionado período (tabla IV.19.). Se observaron asociaciones positivas entre el éxito de captura de *R. rattus* y la densidad de niños, la superficie cubierta por sustratos blandos, la densidad de perros, la proporción del lote descubierto, la proporción de la superficie que se inunda y la proporción de la superficie ocupada por materiales como madera, hierros, chapas, materiales de construcción, etc., ($p < 0,25$, tabla IV.19.). Se observó una asociación negativa entre el éxito de captura de *R. rattus* y la proporción de la superficie ocupada con sustratos

blandos, tabla IV.19. Estas variables de hábitat fueron consideradas como posibles variables explicativas en los modelos de regresión por pasos. El modelo de regresión múltiple indicó que una mayor probabilidad de haber contestado afirmativamente respecto a haber tenido roedores está asociada con una mayor superficie total del lote y una mayor proporción de superficie que se inunda, tabla IV.20. Este modelo explica una baja proporción de la varianza total. El modelo que mejor describe el éxito de captura de *R. rattus* indica que un mayor éxito de captura de esta especie se observa en unidades funcionales con menor densidad de personas, una mayor proporción de la superficie que se inunda y una mayor superficie total del lote, tabla IV.20. Este modelo explica poco más de la mitad de la varianza total del éxito de captura, tabla IV.20.

A escala de manzana (macrohábitat), la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en los últimos 90 días estuvo asociada en forma positiva con la proporción de la superficie de la manzana ocupada por edificios públicos, comercios alimenticios y no alimenticios, edificios abandonados, industrias no alimenticias, baldíos, y la densidad de puestos de trabajo. Esta proporción se asoció en forma

negativa con la densidad de personas (estimada a partir de datos propios y del INDEC), la densidad de animales, la densidad de perros, y la proporción de la superficie de la manzana ocupada por casas, tabla IV.21. El modelo de regresión que mejor explicó la proporción de personas en la manzana que manifestó haber tenido roedores en su unidad funcional incorporó con pendiente negativa la proporción de casas e industrias alimenticias, tabla IV.22. El éxito de captura de *R. rattus* estuvo asociado en forma positiva con la proporción de la superficie ocupada por materiales y la proporción de la superficie de la manzana ocupada con departamentos, y en forma negativa con la densidad de adultos y de personas (estimada a partir de datos propios) y con la proporción de la superficie ocupada por edificios públicos, tabla IV.21. Para esta especie el modelo que mejor explicó el éxito de captura incorporó con pendiente positiva la proporción de la superficie de la manzana ocupada por materiales, tabla IV.22. Los modelos describen bien el comportamiento de ambos índices de abundancia relativa, siendo el porcentaje de la varianza explicada mayor al 59% en ambos casos, tabla IV.22.

Tabla IV.17. Proporción de personas que manifestaron haber visto roedores en su unidad funcional (PropUF90) y en su barrio (PropBA90) en los últimos 90 días en la distintas épocas y zonas de Mataderos (entre paréntesis se informa el número de encuestados). PropUF90 entre épocas: $X^2=5,028$; $gl= 3$, $p=0,16$; PropBA90 entre épocas: $X^2=2,802$; $gl=3$, $p=0,423$; PropUF90 entre zonas: $X^2=21,05$; $gl= 2$, $p=0,000$; y PropBA90 entre zonas: $X^2=7,30$; $gl= 2$, $p=0,026$. Cuando las líneas unen proporciones indica ausencia de diferencias para la prueba de homogeneidad o al partir la tabla de contingencia ($p>0,05$).

<i>Época</i>	Invierno 2004	Primavera 2004	Verano 2005	Otoño 2005	<i>Total</i>
PropUF90	<u>0,104 (67)</u>	<u>0,125 (72)</u>	<u>0,224 (76)</u>	<u>0,195 (77)</u>	<i>0,164 (292)</i>
PropBA90	<u>0,273 (66)</u>	<u>0,319 (47)</u>	<u>0,351 (77)</u>	<u>0,403 (77)</u>	<i>0,341 (267)</i>
<i>Zona</i>	Industrial	Comercial	Residencial	<i>Total</i>	
PropUF90	<u>0,205 (88)</u>	<u>0,260 (104)</u>	0,030 (100)	<i>0,164 (292)</i>	
PropBA90	<u>0,349 (83)</u>	<u>0,427 (96)</u>	0,239 (88)	<i>0,341 (267)</i>	

Tabla IV.18. Variables de hábitat cualitativas y su relación con los índices de abundancia relativos en Mataderos: unidades funcionales donde la persona manifestaron haber tenido roedores en el último trimestre (UF90), éxito de captura de *R. rattus* (EC Rr). Se informan el porcentaje de UF90 para cada uno de los niveles de las variables (entre paréntesis el número de unidades funcionales muestreadas), estadístico $\chi^2_{(gl)}$, la mediana del EC Rr (entre paréntesis el primer, tercer cuartil y número de unidades funcionales muestreadas), estadístico $H_{(gl)}$ de Kruskal Wallis, estadístico U de Mann Whitney, y probabilidades exactas (p). Los nombres abreviados de las variables corresponden a la tabla IV.8.

	UF90	EC Rr
TipoUF	$\chi^2_{(5)} = 10,045; p=0,073$	$H_{(4)} = 5,858; p = 0,210$
Viviendas	10,447 (n= 134)	0 (0-0; n= 106)
Comercios	20,967 (n= 62)	0 (0-0; n= 48)
Industria No Alimenticias	27,272 (n= 22)	0 (0-0; n= 20)
Industria Alimenticias	33,333 (n= 12)	0 (0-0; n= 13)
Edificios Públicos	0 (n= 5)	0 (0-0; n= 4)
Acceso	$\chi^2_{(1)} = 1,505; p=0,219$	U=3436 ; p=0,952
sin	14,124 (n= 177)	0 (0-0; n= 144)
con	22,033 (n= 59)	0 (0-0; n= 48)
Med.Com	$\chi^2_{(1)} = 0,07; p=0,79$	U=978 ; p=0,18
sin	16,666 (n= 18)	0 (0-0,111; n= 14)
con	16,055 (n= 218)	0 (0-0; n= 178)
Huerta	$\chi^2_{(1)} = 0,143; p=0,704$	U=416 ; p=0,687
sin	16,086 (n= 230)	0 (0-0; n=86)
con	20 (n= 5)	0 (0-0; n=5)
Hab.B.Uso	$\chi^2_{(1)} = 0,008; p=0,928$	U=3436 ; p=0,952
sin	15,882 (n= 170)	0 (0-0; n= 139)
con	17,46 (n= 63)	0 (0-0; n= 50)

Tabla IV.19. Variables de hábitat cuantitativas y su relación con los índices de abundancia relativos en Mataderos: unidades funcionales donde la persona manifestaron haber tenido roedores en los últimos 90 días (UF90), éxito de captura de *R. rattus* (EC Rr). Se informan estadístico de U de Kruskal Wallis, la probabilidad exacta (p) y la mediana para cada una de las variables en las unidades funcionales donde el encuestado respondió afirmativa/negativamente sobre haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (entre paréntesis el primer y tercer cuartil y el número de unidades funcionales muestreadas). Para el EC Rr Se informa el estadístico r de Spearman, la probabilidad exacta (p) y el número de unidades funcionales muestreadas. Los nombres abreviados de las variables corresponden a la tabla IV.8.

	UF90	EC Rr
Sup.Tot	U = 2743,5 ; p = 0,008 150 (80 - 300) n=198	267.5 (120 - 555) n=38
		r = 0,005; p = 0,943; n = 192
Sup.Des	U = 3482,5 ; p = 0,512 12,5 (0 - 40) n=196	11 (0 - 75) n=38
		r = 0,012; p = 0,866; n = 190
Sup.Inun	U = 3145 ; p = 0,001 0 (0 - 0) n=200	0 (0 - 0) n=38
		r = 0,008; p = 0,905; n = 194
Sup.Mat	U = 3534,5 ; p = 0,456 0 (0 - 2) n=199	0 (0 - 4) n=38
		r = 0,001; p = 0,979; n = 193
D.Pers	U = 3451 ; p = 0,420 0,023 (0,013 - 0,039) n=198	0.024 (0.007 - 0.037) n=38
		r = -0,025; p = 0,726; n = 191
D.Adul	U = 3386,5 ; p = 0,329 0,02 (0,011 - 0,033) n=198	0.017 (0.007 - 0.03) n=38
		r = -0,057; p = 0,433; n = 191
D_Niños	U = 3629 ; p = 0,667 0 (0 - 0,004) n=198	0 (0 - 0.004) n=38
		r = 0,156; p = 0,031; n = 191
Sup.Tierra Pasto	U = 3602,5 ; p = 0,275 0 (0 - 0) n=204	0 (0 - 0) n=38
		r = 0,096; p = 0,18; n = 194

Tabla IV.19. Continuación.

	UF90	EC Rr
IDUF	U = 3503 ; p = 0,479 0,333 (0 - 0,5) n=198	r = -0,077; p = 0,285; n = 191
D.Gallinas	U = 3364,5 ; p = 0,266 0 (0 - 0) n=185	r = 0,395; p = 0; n = 179
D.Anim	U = 3364,5 ; p = 0,266 0 (0 - 0,006) n=198	r = 0,111; p = 0,123; n = 191
D.Perros	U = 3142,5 ; p = 0,157 0 (0 - 0,005) n=188	r = 0,167; p = 0,023; n = 182
D.Gatos	U = 3410,5 ; p = 0,545 0 (0 - 0) n=188	r = 0,026; p = 0,723; n = 181
P.Tier-Past	U = 3559,5 ; p = 0,411 0 (0 - 0) n=198	r = -0,151; p = 0,036; n = 190
P.Desc	U = 3494,5 ; p = 0,566 0,1 (0 - 0,3) n=195	r = 0,176; p = 0,015; n = 188
PSup.Inun	U = 3230,5 ; p = 0,005 0 (0 - 0) n=198	r = 0,301; p = 0,000; n = 191
P.Mat	U = 3668 ; p = 0,818 0 (0 - 0,018) n=197	r = 0,191; p = 0,007; n = 190
P.Mat/Desc	U = 1171 ; p = 0,472 0 (0 - 0,066) U = 3503 ; p = 0,479	r = 0,209; p = 0,025; n = 114

Tabla IV.20. Análisis de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre los índices de abundancia de roedores y las variables de hábitat en el barrio Mataderos a escala de microhábitat. Los índices de abundancia relativa utilizados como variables respuesta fueron: unidad funcional donde el encuestado respondió haber tenido roedores en los últimos 90 días (UF90) y éxito de captura de *R. rattus* (EC Rr). Las abreviaciones de las variables de hábitat corresponden a la tabla IV.8. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por cada modelo.

UF90 (8,57%)								
	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				175,703	182			
Intercepción	-1,927	-7,607	0,000					
Sup.Total	0,001	2,412	0,017	166,514	181	9,190	1	0,002
P.Sup.Inun	27,947	1,550	0,123	160,701	180	5,813	1	0,016
EC Rr (52,73%)								
	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				65,318	46			
Intercepción	-2,449	-5,924	0,000					
D.Adul	-6,358	-2,606	0,013	48,464	45	16,854	1	0,000
P.Sup.Inun	40,502	4,024	0,000	37,007	44	11,457	1	0,001
Sup.Tot	0,00009	2,608	0,013	30,873	43	6,134	1	0,013

Tabla IV.21. Variables de hábitat a escala de macrohábitat en el barrio Mataderos y su relación con los índices de abundancia relativos: proporción de unidades funcionales donde la persona manifestó haber tenido roedores en los últimos 90 días (PropUF90), éxito de captura de *R. rattus* (EC Rr). Se informa el coeficiente de asociación *r* de Spearman y la probabilidad exacta (*p*). El número de manzanas muestreadas es 10.

	PropUF90		EC Rr	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
Proporción de UF con acceso	0,034	0,872	0,053	0,804
Proporción de UF con medianera	-0,273	0,196	-0,09	0,674
Proporción de UF con habitaciones de bajo uso	-0,23	0,281	-0,011	0,959
Proporción de UF con huerta	-0,229	0,28	-0,011	0,958
Densidad de adultos	-0,206	0,332	-0,305	0,145
Densidad de niños	-0,241	0,255	-0,192	0,366
Densidad de personas	-0,312	0,136	-0,359	0,084

Tabla IV.21. Continuación.

	PropUF90		EC Rr	
	r	p	r	p
Densidad de animales	-0,543	0,006	-0,149	0,485
Densidad de perros	-0,348	0,095	-0,057	0,787
Densidad de gatos	-0,106	0,618	0,092	0,666
Densidad de gallinas	0,355	0,088	-0,069	0,745
Media del índice de materiales de construcción de las UF	0,179	0,401	0,056	0,793
Media de la proporción de la UF que se inunda	0,048	0,82	0,193	0,366
Proporción de la superficie descubierta	-0,189	0,375	-0,09	0,672
Proporción de la superficie ocupada por materiales.	0,06	0,78	0,287	0,173
Proporción de la superficie ocupada por sustratos blandos como tierra, césped.	-0,078	0,715	0,204	0,337
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con casas	-0,488	0,015	0,082	0,7
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con departamentos	0,001	0,995	0,552	0,005
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con edificios públicos	0,291	0,167	-0,251	0,235
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con comercios alimenticios	0,515	0,009	0,025	0,904
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con comercios no alimenticios	0,28	0,185	0,165	0,439
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con edificios abandonados	0,25	0,236	0,092	0,668
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con industrias no alimenticias	0,574	0,003	0,124	0,562
Proporción de la superficie ocupadas por lotes con industrias alimenticias	0,117	0,585	-0,117	0,585
Proporción de la superficie ocupadas por lotes por baldíos	0,31	0,139	0,131	0,54
Proporción de la vereda ocupada con vegetación con altura menor a 20 cm	-0,059	0,782	0,03	0,887
Proporción de la vereda ocupada con vegetación con altura mayor a 20 cm	-0,2	0,347	0,032	0,878
Número de árboles con altura mayor a 3 metros	-0,224	0,292	-0,019	0,928
Densidad de personas que viven	-0,422	0,039	0,088	0,679
Densidad de personas que trabajan	0,293	0,163	0,088	0,68
Densidad de familias con necesidades básicas insatisfechas	0,116	0,589	0,218	0,305
Densidad de personas	-0,363	0,08	0,079	0,711

Tabla IV.22. Modelos Lineales Generalizados de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre los índices de abundancia de roedores y las variables de hábitat en el barrio Mataderos a escala de macrohábitat. Los índices de abundancia relativa utilizadas como variables respuestas fueron: la proporción de personas que manifestaron haber tenido roedores en su unidad funcional en los últimos 90 días (PropUF90) y el éxito de captura de *R. rattus* (EC Rr). Las abreviaciones de las variables de hábitat corresponden a la tabla IV.15. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por cada modelo.

PropUF90 (59,71%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				53,951	23			
Intercepción	0,606	1,387	0,179					
P.Casas	-4,279	-4,946	0,000	32,654	22	21,297	1	0,000
P.Ind.Alim	-3,561	-3,181	0,005	21,739	21	10,915	1	0,001

EC Rr (69,41%)	Coefficientes	<i>t</i>	p	Desviación residual	gl	Diferencia de desviación residual	gl	p
Modelo nulo				62,207	23			
Intercepción	-5,311	-12,14	0,000					
P.Mat	14,197	6,037	0,000	19,032	22	43,175	1	0,000

IV.6. Comparación de las comunidades en los distintos ambientes

Los objetivos de esta última parte del capítulo fueron:

- 1) Comparar los atributos de las comunidades de roedores presentes en las distintas unidades del paisaje de la ciudad de Buenos Aires estudiados, en cuanto a su composición específica, riqueza, diversidad y equitatividad, y
- 2) Analizar la asociación entre la representatividad de cada especie de roedor con la abundancia relativa de distintos ambientes en ellos.

IV.6.1. Materiales y métodos

Se comparó la distribución de las especies entre las cuatro unidades del paisaje elegidas (la Reserva Ecológica Costanera Sur, los Parques de la Ciudad, la Villa 31 y el Barrio Mataderos) usando una prueba de homogeneidad. Se eliminó a *C. musculus* del análisis por presentar bajas frecuencias de captura (Zar, 1996). Se calcularon los índices de diversidad y equitatividad de Shannon – Wiener y se compararon las comunidades usando los índices de similitud de Czekanowski y de Sokal Sneath (Begon et al., 1987). Se realizó un análisis de agrupamiento de árbol simple usando índices de disimilitud (1- índice de similitud), para cada uno de los índices de similitud mencionados (StatSoft, 2002).

Se analizó la asociación entre la representatividad relativa de las distintas especies

de roedores con la abundancia relativa de distintos tipos de ambientes presentes en el paisaje de la ciudad de Buenos Aires. Estos ambientes fueron definidos según distintas clases de cobertura urbana definidas por De Pietri y Karszenbaum (2000), que clasificaron el total de la superficie de la ciudad de Buenos Aires en cinco clases de cobertura en base a imágenes satelitales. Se utilizó como base para este estudio la clasificación obtenida por el modelo que utilizó una imagen LANDSAT/TM del 4 de diciembre de 1997: vegetación arbórea (>75% cobertura de árboles), vegetación herbácea (>75% cobertura herbácea), desarrollo urbano con alta proporción de vegetación (>50% cobertura vegetal y <50% construida), desarrollo urbano con moderada proporción de vegetación (<50% cobertura vegetal y >50% construida) y desarrollo urbano con escasa proporción de vegetación (<5% cobertura vegetal y >80% construida). Además se incorporó la clase de cobertura “cuerpos de agua permanentes”, ya que en ese estudio no fue tenido en cuenta. También se incorporó una capa de información que representa la superficie edificada. La clasificación obtenida por De Pietri y Karszenbaum (2000) fue contrastada con la información de los ambientes observada a campo en el momento en que se realizaron los muestreos de roedores en los distintos sitios. En el Parque de los Niños se observaron importantes modificaciones debido a la expansión de la superficie del parque sobre espacios que antes estaban ocupados por el Río de la Plata. Se modificó la capa de clases de cobertura de De Pietri y Karszenbaum (2000) usando la información de campo y de una imagen del satélite Spot de 2003 obtenida del programa de

libre acceso Google Earth. Las imágenes disponibles en este programa son mosaicos compuestos en color real de las bandas visibles del satélite con píxeles de 1x1 metro. Sectores de estos mosaicos fueron georreferenciados e incorporados en el Arc View Gis 3.2a. (Esri, 1999).

Se cuantificó la proporción de la superficie ocupada por las distintas clases de cobertura definiendo ventanas en forma de hexágonos de 75 ha de superficie en cuyo centro quedaron ubicadas las transectas o manzanas muestreadas, figura IV.13. Se calculó la proporción de cada hexágono ocupada por cada una de las clases de cobertura usando el Arc View Gis 3.2a. (Esri, 1999). Para analizar la asociación entre la representatividad relativa de las distintas especies de roedores y la proporción de los tipos de coberturas en cada hexágono se realizaron correlaciones no paramétricas de Spearman y regresiones múltiples por pasos hacia adelante usando Modelos Lineales Generalizados. Los tipos de cobertura que resultaron asociados con la representatividad relativa de roedores según la prueba de Spearman (con $p < 0,25$) fueron incorporadas en primer lugar como posibles variables explicativas en los modelos de regresión. Se asumió que por tratarse de una proporción, la representatividad relativa sigue una distribución binomial, y se usó la función logística como función nexa. Debido a que en la reserva, la Villa 31 y Mataderos se realizaron todos los muestreos dentro de un mismo hexágono, se estimó la representatividad relativa de cada especie en cada uno de estos ambientes usando todas las capturas. Cada parque se consideró

Figura IV.13. a) Esquema de la ubicación de las trampas (líneas negras) y edificaciones (polígonos grises) en Mataderos las manzanas muestreadas se muestran como polígonos grises), b) imágenes satelitales (en urbano con baja cobertura vegetal (gris oscuro), desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal (gris claro), desarrollo urbano con alta cobertura vegetal (verde claro), vegetación herbácea (verde medio), vegetación arbórea (verde oscuro); en las ventanas hexagonales. **Parque Roca** a) b) c)



Parque Agronomía y Veterinaria a) b) c)



Fig Figura IV13. Continuación.

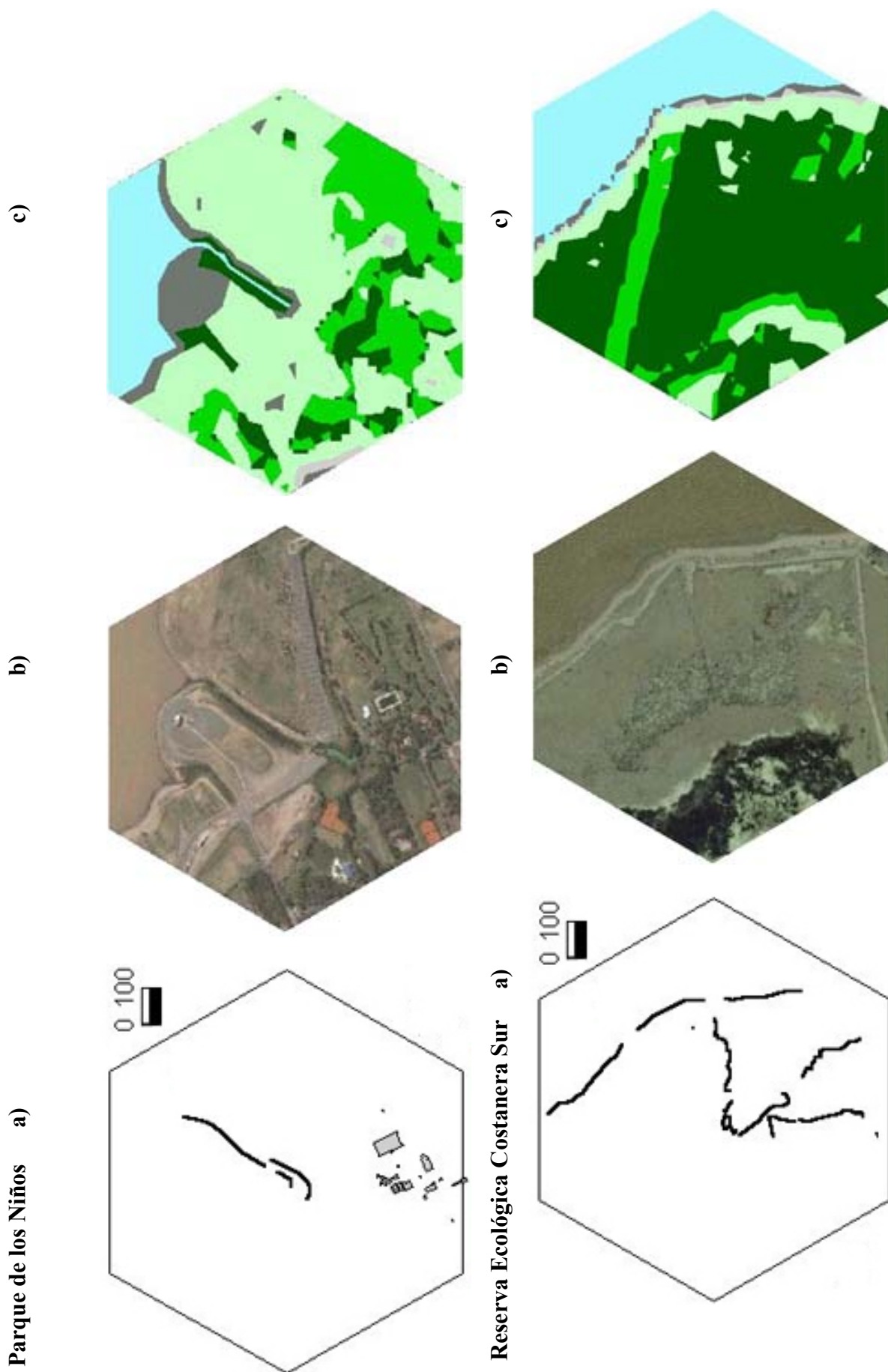


Figura IV.13. Continuación.

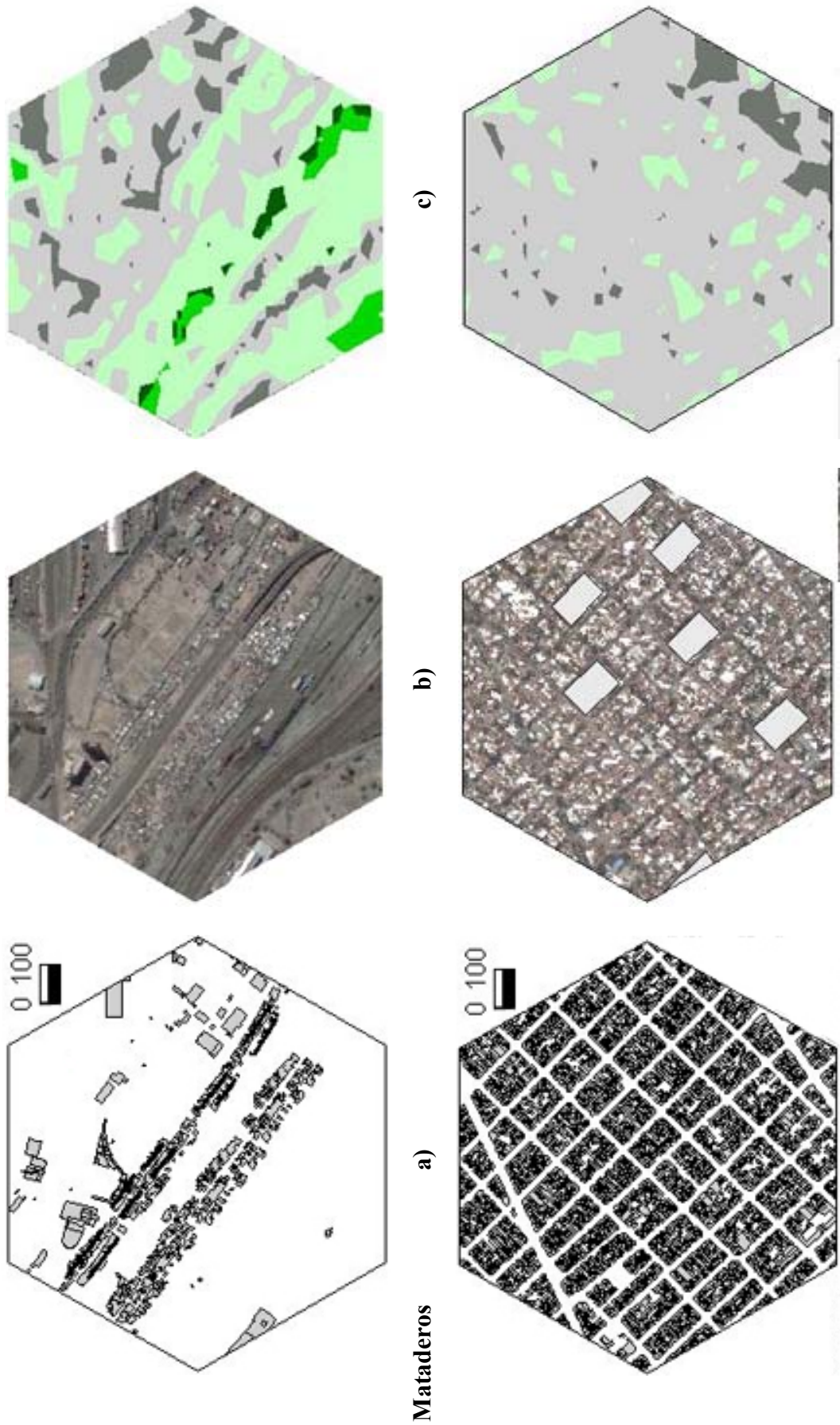


Figura IV. Continuación.

Mataderos

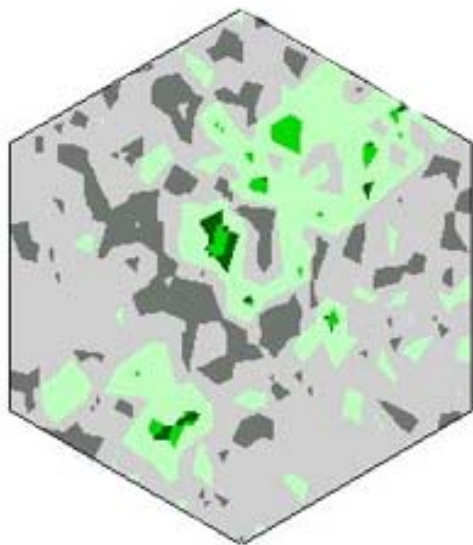
a)



b)



c)



Mataderos

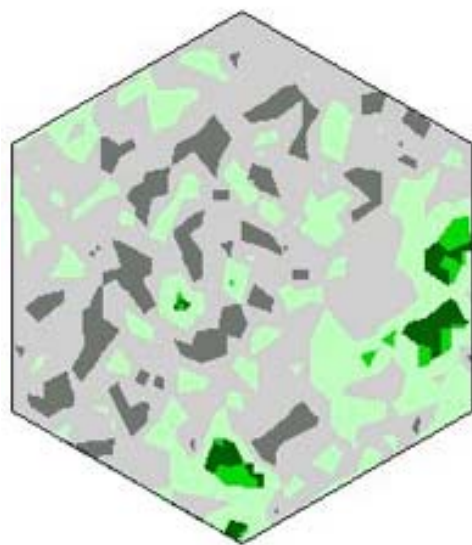
a)



b)



c)



como una observación distinta ya que se encontraban alejados y su entorno fue diferente, figura IV.13. El Parque de la Memoria fue sacado del análisis por no haber registrado capturas. En Mataderos se utilizaron tres hexágonos para abarcar 23 de las 24 manzanas muestreadas, figura IV.13. Los datos de la manzana no interceptada por estos tres hexágonos no fueron incluidos en el análisis. Se consideró al barrio Mataderos como una única observación para los análisis estadísticos, estimándose la proporción de cada tipo de cobertura y la representatividad relativa de roedores teniendo en cuenta los tres hexágonos juntos (23 manzanas).

IV.6.2. Resultados

La distribución de las especies no fue homogénea entre las unidades del paisaje ($X^2= 559,08$; $gl= 15$; $p= 0,000$). Cuando se partió la tabla de contingencia se observaron diferencias entre las cuatro unidades del paisaje ($p<0,05$ para todas las comparaciones). La reserva presentó la máxima riqueza y diversidad de roedores y presentó el máximo número de especies de roedores autóctonas: *D. kempfi*, *O. flavescens*, *C. musculus* y *C. aperea* (figura IV.14. y tabla IV.23.). Los parques siguieron a la reserva en cuanto a riqueza y diversidad, con el máximo de especies introducidas (figura IV.14. y tabla IV.23.). Sin embargo, en ninguno de los parques se capturaron las tres especies introducidas simultáneamente. La equitatividad y diversidad los parques fueron similares a los observados en la reserva. Dos especies autóctonas fueron capturadas en este ambiente: *C. aperea* en el

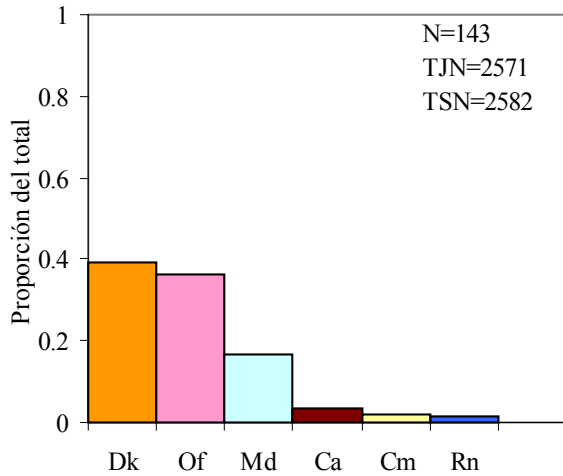
Tabla IV.23. Riqueza, índice de diversidad de Shannon – Wiener e índice de equitatividad y para los distintos ambientes estudiados en la ciudad de Buenos Aires. (RECS) Reserva Ecológica Costanera Sur

	RECS	Parques	Villa 31	Matadero
Riqueza	6	5	2	2
Diversidad	1,30	1,19	0,60	0,35
Equitatividad	0,726	0,739	0,871	0,503

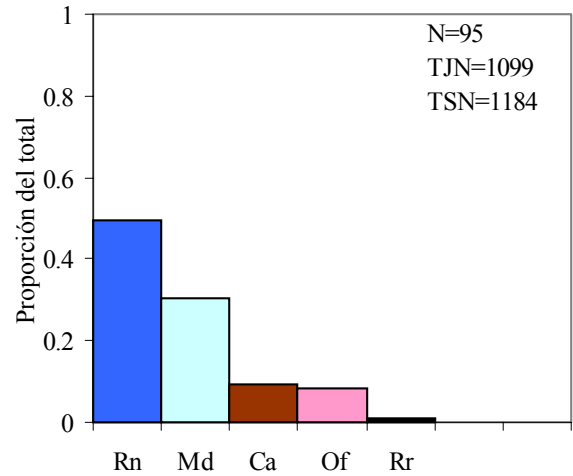
Parque Roca y en el Parque de los Niños, y *O. flavescens* en el Parque Roca. En la Villa 31 y Mataderos sólo se capturaron especies introducidas. En la Villa 31 se observó el máximo valor de equitatividad, mientras que en Mataderos este fue mínimo (figura IV.14. y tabla IV.23.). Según el índice de similitud de Czekanowski las comunidades de roedores más similares fueron las de la Villa 31 y las de los Parques de la ciudad, donde *R. norvegicus* y *M. domesticus* fueron las especies dominantes. La comunidad más disímil fue la de Mataderos donde *R. rattus* es la especie dominante, seguida por la de la reserva que fue el único sitio donde se capturó *D. kempfi* y *C. musculus* (tabla IV.24., figura IV.14. y IV.15.). Según el índice de Sokal y Sneath, que tiene en cuenta tanto las especies presentes como ausentes pero no las abundancias relativas, las comunidades más similares fueron las de la Villa 31 y la de Mataderos, estas comunidades comparten la presencia de *R. norvegicus* y la ausencia de todas las especies autóctonas (tabla IV.24., figura IV.14. y IV.15.). Al comparar el éxito de captura de roedores totales en cada una de las unidades de paisaje, se observa que en la Villa 31 y en los parques se observaron las

Figura IV.14. Representatividad relativa (como proporción del total de las capturas) de especies de roedores en cada uno de los representantes del paisaje de la ciudad de Buenos Aires. Aquí se tuvieron en cuenta además de las capturas de los muestreos estacionales las de los muestreos piloto realizados en la Reserva Ecológica Costanera Sur y el Barrio Mataderos. N= número de ejemplares capturados, TJN= trampas jaula noche y TSN= trampas Sherman noche.

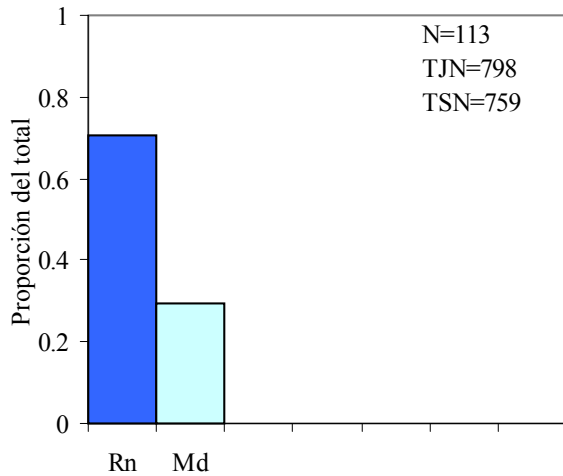
Reserva Ecológica Costanera Sur



Parques de la Ciudad de Buenos Aires



Villa 31 de Retiro



Barrio Mataderos

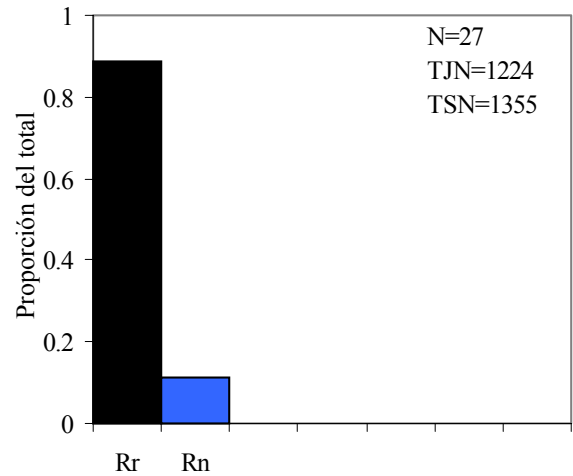


Tabla IV.24. Índices de similitud de Czekanowski y Sokal y Sneath para las comunidades de roedores de los distintos representantes del paisaje de la ciudad de Buenos Aires estudiados. RECS= Reserva Ecológica Costanera Sur.

Czekanowski	RECS	Parques	Villa 31
Parques	0,303	-	-
Villa 31	0,182	0,787	-
B. Mataderos	0,015	0,124	0,143

Sokal y Sneath	RECS	Parques	Villa 31
Parques	0,727	-	-
Villa 31	0,600	0,727	-
B. Mataderos	0,250	0,727	0,833

mayores abundancias, en Mataderos la menor y en la reserva una abundancia intermedia (figura IV.16.). Sin embargo, teniendo en cuenta que el peso promedio de los individuos de las distintas especies es diferente se consideró el éxito de captura multiplicándolo por el peso promedio de cada especie como una estimación de la biomasa total. Se observa que la Villa 31 y los parques siguen presentando la mayor abundancia (estimada ahora como biomasa de roedores por unidad de esfuerzo), mientras que ahora la reserva presenta la menor abundancia respecto a los otros ambientes (figura IV.16.).

La representatividad relativa de *R. rattus* estuvo positivamente asociada con la proporción de la superficie del hexágono ocupada por edificaciones y desarrollo urbano con moderada cobertura de vegetación; y negativamente asociada con la proporción ocupada por cuerpos de agua permanentes, tabla IV.25. El modelo de regresión que mejor describió la representatividad

de esta especie incluyó como única variable explicativa la proporción de superficie edificada con pendiente positiva, describiendo casi toda la varianza observada, tabla IV.26. La representatividad de *R. norvegicus* no se mostró asociada con ninguna de las clases de cobertura en el análisis univariado, posiblemente por falta de potencia de la prueba al trabajar con bajos números de observaciones. Sin embargo, al incluirse los tipos de cobertura en la regresión múltiple, se encontró un modelo que describió casi toda la varianza observada. Este modelo incluyó con pendiente positiva la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con alta cobertura de vegetación y con pendiente negativa a la proporción de cobertura herbácea (tabla IV.25. y IV.26.). La representatividad de *M. domesticus* se mostró asociada con la proporción de la superficie con desarrollo urbano con alta cobertura de vegetación y con la proporción de cobertura herbácea, tabla IV.25. El modelo que mejor describió su representatividad relativa incluyó con pendientes positivas la proporción de cobertura herbácea y la proporción de cobertura arbórea, y con pendiente negativa la proporción ocupada por cuerpos de agua permanentes, describiendo más del 80% de la varianza observada, tabla IV.26. La representatividad de *C. aperea* estuvo asociada en forma positiva con la proporción ocupada por cuerpos de agua permanentes y en forma negativa con la proporción de la superficie edificada y con desarrollo urbano con alta cobertura vegetal, tabla IV.25. El modelo que mejor describió su representatividad incluyó con pendiente negativa la proporción de la superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura de

vegetación y con pendiente positiva la proporción de cobertura herbácea, describiendo casi toda la varianza observada, tabla IV.26. Por último, la representatividad de *O. flavescens* estuvo asociada en forma positiva con la superficie ocupada por cuerpos de agua permanentes y por vegetación arbórea; y negativamente con la superficie ocupada por desarrollo urbano con baja y alta

cobertura vegetal, tabla IV.25. El modelo que mejor describió la representatividad de esta especie incluyó con pendiente positiva la proporción de la superficie ocupada por vegetación arbórea, explicando casi toda la varianza observada, tabla IV.26.

Figura IV.15. Árbol del análisis de agrupamiento usando las matrices de similitud.

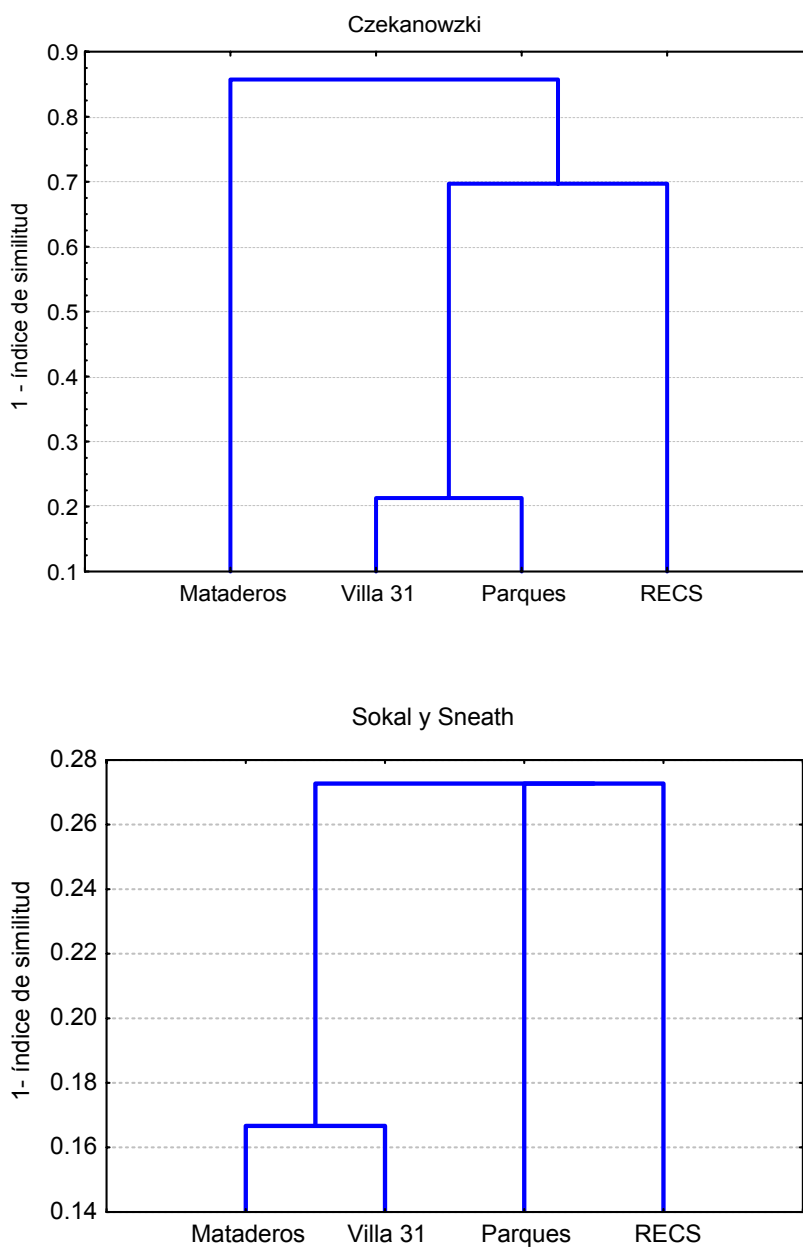


Figura IV.16. Abundancia de roedores en cada una de las unidades del paisaje de la ciudad de Buenos Aires estimada como a) éxito de captura y b) éxito de captura por el valor promedio del pesos de cada especie según Gómez Villafañe et al. (2005). RECS= Reserva Ecológica Costanera Sur, Parques= parques de la ciudad de Buenos Aires.

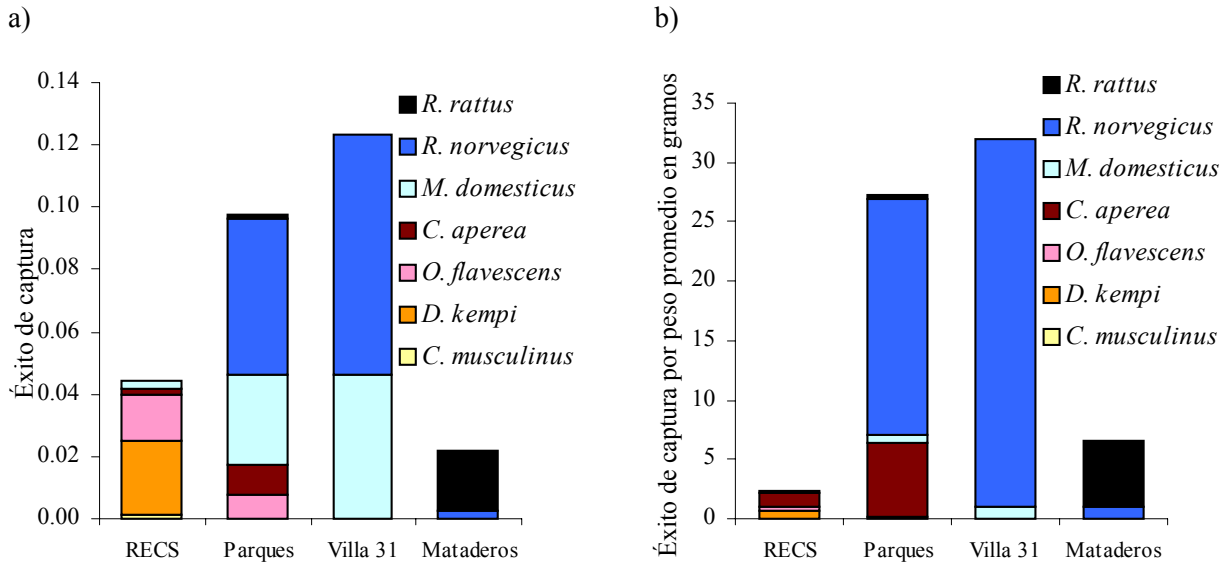


Tabla IV.25. Proporción de la superficie de los hexágonos edificada, ocupada por cuerpos de agua y por las clases de cobertura urbana definidas por De Pietri y Karszenbaum (2000); y la asociación con la representatividad relativa de las especies de roedores. La representatividad relativa de una especie fue calculada como la proporción de individuos capturados de la especie respecto al total de roedores capturados. Se informa el coeficiente de asociación r de Spearman y la probabilidad exacta. No se analizó la asociación de *D. kemp* y *C. musculus* porque sólo fueron capturadas en la Reserva Ecológica Costanera Sur. Prop.= representatividad estimada como la proporción de individuos capturados de la especie respecto al total de roedores capturados.

Proporción	Abreviaciones		Prop. <i>R. rattus</i>	Prop. <i>R. norvegicus</i>	Prop. <i>M. domesticus</i>	Prop. <i>C. aperea</i>	Prop. <i>O. flavescens</i>
Superficie edificada	P.Edificado	r	0,845	-0,142	0,085	-0,698	-0,845
		p	0,034	0,787	0,871	0,122	0,034
Superficie ocupada por cuerpos de agua	P.Agua	r	-0,646	0,151	-0,394	0,806	0,826
		p	0,165	0,774	0,438	0,052	0,042
Superficie ocupada por desarrollo urbano con baja cobertura vegetal	P.DU.Baja	r	0,507	0,142	-0,028	-0,516	-0,777
		p	0,304	0,787	0,957	0,294	0,068
Superficie ocupada por desarrollo urbano con moderada cobertura vegetal	P.DU.Moderada	r	0,676	0,085	-0,142	-0,88	-0,439
		p	0,14	0,871	0,787	0,02	0,383
Superficie ocupado por desarrollo urbano con alta cobertura vegetal	P.DU.Alta	r	-0,27	0,428	0,60	0,212	-0,676
		p	0,604	0,396	0,207	0,686	0,14
Superficie con alta cobertura de herbáceas	P.Herbácea	r	-0,169	-0,371	0,60	0,394	-0,033
		p	0,748	0,468	0,207	0,438	0,949
Superficie con alta cobertura arbórea	P.Arbórea	r	-0,507	-0,314	0,085	0,455	0,845
		p	0,304	0,544	0,871	0,364	0,034

Tabla IV.26. Análisis de regresión múltiple por pasos hacia adelante entre la representatividad relativa de *R. rattus*, *R. norvegicus*, *M. domesticus*, *C. aperea* y *O. flavescens* y la proporción de la superficie ocupada por edificaciones, y los distintos tipos de cobertura urbana según De Pietri y Karszenbaum (2000). No se analizó la representatividad relativa de las especies de roedores que estuvieron presentes sólo en un sitio (ver texto).. Entre paréntesis se informa el porcentaje aproximado de la varianza explicada por cada modelo. Las abreviaciones de las variables usadas como explicativas corresponden a la tabla IV.25.

<i>R. rattus</i> (97,99%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desvianza residual	gl	Diferencia de desvianza residual	gl	p
Modelo nulo				153,502	5			
Intercepción	-7,642	-5,562	0,003					
P.Edificios	21,78	6,173	0,003	3,077	4	150,424	1	0,000
<i>R. norvegicus</i> (89,21%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desvianza residual	gl	Diferencia de desvianza residual	gl	p
Modelo nulo				215,028	5			
Intercepción	-4,331	-7,549	0,001					
P.DU.Alto	13,831	9,215	0,001	63,228	4	63,228	1	0,000
P.Herbáceo	-12,093	-5,824	0,010	23,202	3	23,202	1	0,000
<i>M. domesticus</i> (84,19%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desvianza residual	gl	Diferencia de desvianza residual	gl	p
Modelo nulo				88,607	5			
Intercepción	-1,758	-6,810	0,001					
P.Herbáceo	13,121	4,444	0,011	65,421	4	23,186	1	0,000
P.agua	-24,055	-4,270	0,024	36,618	3	28,803	1	0,000
P.Arbóreo	7,667	3,584	0,070	14,008	2	22,610	1	0,000
<i>C. aperea</i> (95,41%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desvianza residual	gl	Diferencia de desvianza residual	gl	p
Modelo nulo				25,154	5			
Intercepción	-4,025	-5,043	0,004					
P.DU.Medio	-31,554	1,936	0,125	8,55	4	16,601	1	0,000
P.Herbáceo	14,304	2,748	0,071	1,404	3	7,150	1	0,007
<i>O. flavescens</i> (79,82%)	Coeficientes	<i>t</i>	p	Desvianza residual	gl	Diferencia de desvianza residual	gl	p
Modelo nulo				104,595	5			
Intercepción	-4,122	-8,480	0,000					
P.Arboreo	6,541	6,855	0,002	21,108	4	93,000	1	0,000

Tabla IV.27. Asociación entre las proporciones de tipos de cobertura en los sitios donde se realizaron los muestreos de roedores. Las abreviaciones de las variables corresponden a la tabla IV.25.

Tipos de cobertura	P.Edificada	P.Agua	P.DU.Baja	P.DU.Moderada	P.DU.Alta	P.Herbácea
P.Agua	r -0,70 p 0,077					
P.DU.Baja	r 0,714 p 0,071	-0,59 0,160				
P.DU.Moder	r 0,857 p 0,013	-0,59 0,160	0,571 0,180			
P.DU.Alta	r 0,142 p 0,759	-0,29 0,518	0,214 0,644	-0,14 0,759		
P.Herbácea	r -0,32 p 0,482	0,111 0,812	-0,60 0,148	-0,60 0,148	0,428 0,337	
P.Arbórea	r -0,78 p 0,036	0,44 0,317	-0,92 0,002	-0,71 0,071	-0,17 0,701	0,678 0,093

IV.8. Discusión

En la ciudad de Buenos Aires registramos un total de siete especies de roedores, cuatro representantes de la fauna autóctona: *O. flavescens*, *D. kempfi*, *C. musculus* y *C. aperea*; y tres especies introducidas: *R. norvegicus*, *R. rattus* y *M. domesticus*. Entre las especies autóctonas, *D. kempfi* no había sido reportada hasta el presente en la ciudad de Buenos Aires (Teta y Suárez 2004) mientras que *A. azarae* no fue detectada en el presente trabajo aunque fue capturada por Massoia y Fornes (1967) y Pearson (1967). El aumento de la

urbanización de la ciudad en los últimos 35 años produjo la desaparición de ambientes apropiados para esta especie, especialmente de pastizales, mientras que los hábitats naturales que se mantienen son ribereños, con condiciones que favorecen a otro grupo de especies, característico de las zonas del delta.

Otros trabajos realizados en forma reciente en villas de Buenos Aires y Gran Buenos Aires (Arango et al., 2001; Coto, 2001; Seijo et al., 2002) mostraron una mayor predominancia de *Rattus* spp., y ausencia de *M. domesticus*, posiblemente a que sólo utilizaron trampas jaula, que no son efectivas para la captura de roedores pequeños. Por otro lado, en la ciudad de Río Cuarto, Castillo et al. (2003) también detectaron la presencia de especies silvestres.

A una escala de paisaje, lo que determina principalmente las variaciones en la abundancia de los organismos, es el grado de heterogeneidad espacial y la presencia de determinados parches de ambientes (Kotliar y Wiens, 1990; Levin, 1992; Wiens et al., 1993). Para el caso de la ciudad de Buenos Aires, las unidades del paisaje varían principalmente en su grado de urbanización, y pueden ser ordenadas según un gradiente desde zonas con predominancia de ambientes naturales hasta zonas totalmente antrópicas. En el primer extremo del gradiente se encuentra la reserva, donde predominan los ambientes naturales, y la siguen los parques donde se encuentran pequeños parches de vegetación espontánea similares a ambientes naturales dentro de una matriz de áreas parquizadas. En el otro extremo se encuentra el área mayormente

residencial, el barrio Mataderos. De acuerdo a la definición de Morello et al (2000), la Villa 31 sería considerada un sitio de menor grado de urbanización que el barrio Mataderos, ya que presenta áreas parquizadas próximas a las vías del ferrocarril, depósitos portuarios y de otras empresas, y en algunos sectores se desarrollan parches de vegetación espontánea (Fernández, 2005). Por otro lado, el suelo no está totalmente impermeabilizado por construcciones y pavimento, ya que muchas calles son de tierra y las construcciones se encuentran dispersas, a lo que se suma la falta de servicios urbanos (agua corriente, electricidad, cloacas y servicios de comunicaciones) en muchas unidades funcionales.

Los resultados obtenidos indican que las comunidades de roedores responderían a este gradiente de grado de urbanización, que se ve reflejado en la variación en la composición y representatividad de especies. La comunidad de la reserva presentó la máxima riqueza y diversidad y la máxima representatividad de especies autóctonas: *O. flavescens*, *D. kempi*, *C. aperea* y *C. musculus*. A continuación siguen los parques donde, dependiendo de las características particulares de cada uno, se registraron hasta dos especies de roedores representantes de la fauna autóctona: *O. flavescens* y *C. aperea*. Por otro lado, en la Villa 31 estuvieron presentes sólo *R. norvegicus* y *M. domesticus*, que también dominaron en algunos de los parques y fueron poco abundantes en la reserva. Por último, en el ambiente más antrópico, el barrio Mataderos, *R. rattus* fue la especie dominante, acompañada por *R. norvegicus*. El análisis de agrupamiento de las comunidades que mejor refleja este gradiente es el

que tiene en cuenta las abundancias relativas de las distintas especies, ya que de acuerdo a la presencia de especies, las comunidades de la reserva y los parques son iguales.

R. norvegicus y *M. domesticus* fueron las especies más generalistas en cuanto a la cantidad de ambientes donde fueron capturadas, mientras que *R. rattus* sería característica de los ambientes más urbanos, y *D. kempi* y *O. flavescens* de ambientes naturales.

La abundancia de los distintos tipos de ambiente, que se diferencian en el grado de urbanización y la estructura de la vegetación, explicó más del 80% de la varianza en la representatividad de las distintas especies de roedores en las distintas unidades de paisaje estudiados, coincidiendo con lo observado en otros trabajos realizados sobre pequeños mamíferos y aves a esta misma escala (Cueto y López de Casenave, 1999; Jeganathan et al., 2004; Macdonald y Rushton, 2003; Rushton et al., 2004; Sauvajot, 1998; Smart et al., 2004; Traweger y Slotta-Bachmayr, 2005).

Teniendo en cuenta no sólo la cantidad de roedores en número, sino la biomasa total, que estimaría mejor el nivel de daño que pueden causar en cuanto a consumo de alimentos, la unidad del paisaje con mayor abundancia continúa siendo la Villa 31, la siguen los parques, pero en tercer lugar se ubicaría el barrio Mataderos en lugar de la reserva.

La reserva presenta características similares a los ambientes ribereños que se

desarrollan a lo largo del río Paraná y de la Plata. Su origen puramente artificial, sobre terrenos de relleno, y relativamente aislada de ambientes semejantes, la hace equivalente a una isla desde el punto de vista de los roedores, e implica que las especies presentes tienen que haber colonizado desde sitios relativamente cercanos, y que probablemente haya efectos de azar. En este trabajo se reporta por primera vez la presencia de *O. flavescens*, *D. kempi* y *C. musculinus*; mientras que no fueron capturadas *A. azarae* y *C. laucha*, aunque fueron citadas en trabajos anteriores (Ecoparque, 1986). El uso preferencial de los matorrales y el pastizal de cortadera por *O. flavescens* en la reserva coincide con los microhábitats utilizados por esta especie en el delta, donde también se encuentra en lugares con alta cobertura herbácea y arbustiva (Bonaventura et al., 2003; Sánchez López, 1998) y en los agroecosistemas, donde ocupa los ambientes menos disturbados, como bordes de camino y terraplenes del ferrocarril, también con alta cobertura herbácea (Ellis et al., 1997). *D. kempi* fue la especie numéricamente dominante tanto en pastizales de cortadera (*C. selloana*) como en los parches abiertos del bosque de alisos, y estuvo asociada a alta cobertura de gramíneas. Esta especie ocupa la franja costera en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y el delta del Paraná, donde frecuente pajonales y pastizales inundables y bosques en galería, donde en general está en baja abundancia relativa (González y Pardiñas, 2002). Tal vez las condiciones particulares de la reserva, donde está ausente *A. azarae*, que es una especie competitivamente dominante en otras comunidades, favorezcan que *D. kempi* alcance mayores abundancias. En muestreos recientes

realizados en un ambiente similar en el relleno sanitario de Villa Domínico, se observó un predominio de *A. azarae* y baja abundancia de *D. kempi*, tanto en capturas (Busch comunicación personal) como en regurgitados de *Tyto alba* (Hercolini comunicación personal).

Según los resultados obtenidos, *D. kempi* y *O. flavescens* estarían compartiendo sus preferencias a escala de microhábitat, lo que podría generar competencia interespecífica. Sin embargo, a escala de macrohábitat, si bien comparten el uso del pastizal de cortaderas, usan un ambiente alternativo diferente (el bosque de alisos *D. kempi* y el matorral ribereño *O. flavescens*), disminuyendo el grado de superposición espacial. Por lo tanto, la presencia de un mosaico de ambientes en la reserva favorecería su coexistencia. Se ha propuesto que *O. flavescens* es pobre competidora respecto a *A. azarae* en los agroecosistemas de la región pampeana (Busch y Kravetz, 1992), pero no existe información acerca de las relaciones de dominancia con *D. kempi*. Tampoco se conoce el grado de superposición en la dieta de ambas especies, por lo que la existencia de competencia es, de acuerdo a la información disponible hasta el momento, especulativa.

Los patrones descritos para la variación estacional de abundancia de los microroedores que habitan el delta y los agroecosistemas de la región pampeana incluyen máximos entre el verano tardío- otoño temprano o en el otoño tardío- invierno, con un descenso hacia la primavera- verano (Bonaventura et al., 2003; Bonaventura et al., 1991; Busch y Kravetz, 1992;

Crespo, 1966; De Villafañe et al., 1988; Mills et al., 1991; Pearson, 1967; Sánchez López, 1991; Sánchez López, 1998; Zuleta et al., 1988). La mortalidad invernal producida por las frecuentes heladas (Castellarini y Polop, 2002; Crespo, 1966), y la falta de alimento y/o cobertura verde (Bonaventura y Kravetz, 1989; Cittadino et al., 1994; Sánchez López, 1991) serían las principales causas de estos ciclos estacionales de abundancia. Sin embargo, los patrones observados para *O. flavescens* y *D. kempfi* en la reserva muestran los máximos valores de abundancia en julio y octubre; y octubre y febrero, respectivamente. La ubicación de la reserva vecina a la ciudad de Buenos Aires, y en un ambiente costero, genera un microclima con heladas poco frecuentes, por lo que la principal causa de mortalidad no sería debida a las heladas invernales, y el descenso en la abundancia poblacional se produciría probablemente por la muerte de los individuos sobreinvernantes durante la primavera- verano. Esto generaría un máximo de abundancia en primavera y/o verano cuando aún están presentes simultáneamente los individuos nacidos en la estación reproductiva previa y los nacidos en la actual.

Los parques de la ciudad reúnen algunas condiciones semejantes a la reserva, como la presencia de parches de vegetación con alta cobertura en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo. Sin embargo, cada parque presentó características particulares. El parque Roca, a diferencia de la reserva, ocupa áreas remanentes de ambientes naturales, en la llanura de inundación de los ríos La Matanza- Riachuelo. Sería el menos “urbano” de los parques

estudiados. En esa zona, Massoia y Fornes (1967) capturaron (entre los años 1958 y 1967) individuos de *C. musculus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *C. aperea*, *M. domesticus* (citado como *Mus musculus*), y *R. norvegicus*. De estas especies, se habrían perdido ambas especies de *Calomys* y *A. azarae*, aunque se encontraron restos óseos de estas especies en egagrópilas de *Tyto alba* recolectadas a 1000 metros de las transectas de captura (Hercolini et al., 2005). Esto evidencia, de acuerdo al área de acción de la lechuza (Smith et al., 1974; citado en Udrizar Sauthier et al., 2005) que hay poblaciones de estas especies en un radio menor a 5 km del sitio de estudio, o incluso que están presentes en el área pero que no fueron capturadas. Por otro lado, a diferencia del estudio de Massoia y Fornes (1967), en este estudio se encontró la presencia de *O. flavescens*. El otro parque donde se capturó una especie autóctona fue el de los Niños, que se ubica, como la reserva, sobre la ribera del río de la Plata. El hecho de su reciente creación sobre terrenos ganados al río, y el que se encuentre parquizado, puede determinar que no estén presentes las mismas especies que en la reserva. Este parque presenta condiciones de aislamiento intermedio, ya que podría ser colonizado por la costa del Río de la Plata donde hay tramos con vegetación natural o seminatural, como en las reservas ecológicas (Reserva Ecológica Costanera Sur y Ribera Norte), en las desembocaduras de los arroyos en el Río de la Plata, en la costa de Ciudad Universitaria, entre los clubes náuticos en las costas de Vicente López, San Isidro, San Fernando, etc., lo que tal vez conduzca a que con el paso del tiempo se encuentre un mayor número de especies. El parque de Agronomía y

Veterinaria sería el más “urbano”, y se caracteriza por la ausencia de especies autóctonas. Este parque se encuentra prácticamente aislado de otros ambientes naturales, seminaturales o de los agroecosistemas. El terraplén del ferrocarril podría actuar como corredor, pero el mantenimiento de la vegetación baja no favorecería el traslado de los roedores. La presencia de roedores autóctonos en espacios abiertos y parques urbanos ha sido observada también en Río Cuarto (Castillo et al., 2003) y en otras regiones del mundo (Baker et al., 2003; Bock et al., 2002; Chernousova, 2001; Chernousova, 2002; Dickman y Doncaster, 1989),

R. norvegicus y *M. domesticus* estuvieron bien establecidos en los parches de vegetación espontánea presentes en los parques, siendo las especies dominantes en estos ambientes. La ausencia de cuerpos de agua que caracterizó al parque de Agronomía y Veterinaria podría explicar la dominancia de *M. domesticus* en esa comunidad, ya que esta especie es descripta como con bajos requerimientos fisiológicos de agua (Timm, 1994a), encontrándose hasta en ambientes semidesérticos (Singleton et al., 2001; Ylönen et al., 2003), mientras que *R. norvegicus* requiere fuentes de agua libre para beber (Timm, 1994b), y frecuentemente ocupa costas de arroyos urbanos (Bajomi y Sasvári, 1986; Castillo et al., 2003; Ieradi et al., 1996). En este estudio, *R. norvegicus* fue la especie numéricamente dominante en los parques Roca y de los Niños, donde había arroyos. La escasez de agua en el parque de Agronomía favorecería a *M. domesticus* respecto a *R. norvegicus*, haciendo que alcance altas densidades por ausencia de competidores,

como ha sido observado en otros trabajos (Busch et al., 2005). Sin embargo, sería necesario un estudio a más largo plazo para descartar la presencia de *R. norvegicus* en este parque. La ausencia de capturas de roedores en el parque de la Memoria podría deberse a que es muy reciente y que gran parte de la superficie está cubierta de cemento.

La relación entre la presencia de arroyos y la de *R. norvegicus*, vinculada al requerimiento de agua libre (mientras que otras especies son capaces de obtener agua por metabolismo de los alimentos), tendría que haberse reflejado en el análisis a escala de paisaje, donde se tuvo en cuenta la proporción de la superficie cubierta por cuerpos de agua. Sin embargo, no detectamos esta asociación, probablemente porque a esa escala, la ausencia de cuerpos de agua no implica la escasez de esta, sino que está disponible en otra forma (Timm, 1987). En la Villa 31 se forman charcos por conexiones imperfectas de la red de agua potable y en zanjas donde se junta agua, también hay bebederos de animales que están disponibles para las ratas.

En la Villa 31, *R. norvegicus* se encontró asociada a escala de unidad funcional con la presencia de espacios no construidos, ocupados por jardines y patios de tierra. Bajomi y Sasvári (1986) observaron este mismo patrón en viviendas e industrias de Budapest. Este tipo de superficies permitiría la construcción de madrigueras y refugios (Childs et al., 1998), y estarían asociadas también a unidades funcionales con una mayor superficie descubierta, mayor superficie total y con huerta. A escala de paisaje, la asociación con

la categoría “desarrollo urbano con alta proporción de vegetación” sería consecuencia de que esta categoría contiene áreas con disposición dispersa de casas, alta proporción de espacios desocupados alrededor de las casas, áreas parquizadas del ferrocarril, y depósitos portuarios y de la empresa YPF. De acuerdo a nuestros resultados, si bien *R. norvegicus* puede habitar en el interior de viviendas, preferiría habitar en las áreas descubiertas.

M. domesticus se encontró asociada a unidades funcionales con pasillos y poca superficie descubierta, en sitios donde había una gran densidad de unidades funcionales y los pasillos comunicaban casas internas de la manzana. Esta asociación podría deberse a una selección por parte de *M. domesticus*, que puede utilizar hasta el interior de viviendas (Guerrieri et al., 2003; Langton et al., 2001; Pocock et al., 2004) o a que está siendo desplazada de los espacios descubiertos por *R. norvegicus*. La asociación entre *M. domesticus* y la superficie de la unidad funcional que se inunda estaría reflejando una relación con el estado de mantenimiento y calidad de construcción de las unidades funcionales, ya que una mayor superficie de la unidad funcional que se inunda indicaría problemas de mantenimiento de los desagües, mal diseño de pendientes, techos mal contruidos o con roturas, etc. La falta de mantenimiento estaría asociada a su vez a una mayor permeabilidad de las construcciones permitiendo la infestación roedores (Bajomi y Sasvári, 1986; Gómez Villafañe et al., 2003; Gómez Villafañe et al., 2001) y fue la principal determinante de la infestación por *M. domesticus* en el interior de las

construcciones en Nueva York (Advani, 1995) y en Inglaterra (Langton et al., 2001). La misma asociación se observó a escala de manzana, ya que las manzanas que presentaron mayor proporción de comercios respecto a casas fueron las de mejor nivel adquisitivo y las mejor construidas, y registraron una menor abundancia de *R. norvegicus*.

A escala de paisaje, *R. rattus* se encontró asociado con sitios dominados por construcciones, como los que se encuentran en el barrio de Mataderos, y en menor medida en el parque de Agronomía y Veterinaria, coincidiendo con lo descrito por Marsh (1994), que plantea que las áreas residenciales o industriales proveen los hábitats más adecuados para esta especie. *R. rattus* habita en el interior de construcciones humanas, y su habilidad para trepar le permite ocupar también los pisos superiores de las edificaciones (Marsh, 1994). A escala de macrohábitat presentó mayor abundancia en áreas con mayor proporción de materiales acumulados y con menor proporción de casas e industrias alimenticias respecto a otro tipo de construcciones (edificios de departamentos, industrias no alimenticias, etc.). La relación entre la abundancia de *R. rattus* por unidad funcional y la baja abundancia de personas, los problemas de mantenimiento o construcción (como lo refleja la proporción de la superficie de la unidad funcional que se inunda) y la mayor superficie total, sería consecuencia de la existencia de una mayor disponibilidad de refugios y vías de entrada para los roedores. Además, en lugares grandes y con pocas personas serían poco frecuentes las medidas de control, debido a que es baja la probabilidad de

encuentro entre personas y roedores. La asociación con la abundancia de personas, la superficie total y el mantenimiento de las unidades, debería reflejarse en una relación con el tipo de unidad funcional, ya que las industrias se diferencian de los otros tipos de unidades funcionales en cuanto a estas características. La ausencia de una relación estadísticamente significativa podría deberse al bajo número de unidades funcionales donde hubo capturas. La mayor proporción de personas que manifestó en las encuestas haber tenido roedores en manzanas industriales respecto a las residenciales estaría de acuerdo con esta hipótesis. Sin embargo, las manzanas que poseen una mayor proporción de industrias alimenticias tienen una menor abundancia de *R. rattus*, coincidentemente con lo observado por Bajomi y Sasvári (1986). Si bien en este tipo de industrias existiría una mayor disponibilidad de alimento para roedores, el riesgo de pérdida de mercadería por contaminación y los controles sanitarios a los que son sometidas, harían que se efectúen con frecuencia medidas de control de roedores. La asociación positiva entre la abundancia de *R. rattus* y la de perros en las unidades funcionales coincidiría con lo observado en Inglaterra, donde el principal determinante de la infestación de roedores en edificios estaba relacionada a la presencia de mascotas, probablemente debido a la presencia de fuentes permanentes de alimento y agua (Langton et al., 2001).

Las especies de roedores detectados en la Ciudad tienen importancia epidemiológica. Seijo et al. (2003) reportaron la presencia de anticuerpos contra hantavirus Seúl en *R.*

norvegicus en una villa de la ciudad de Buenos Aires, pero no encontraron anticuerpos en las personas en el mismo sitio. Por otro lado, la ocurrencia frecuente de *Leptospira interrogans* tanto en el medio físico (Seijo et al., 2002), como transportada por animales domésticos (Rubel et al., 1997) y roedores (Arango et al., 2001) hace que estos ambientes sean propicios para la ocurrencia de casos humanos de Leptospirosis, como son reportados todos los años en el área metropolitana de Buenos Aires (Seijo et al., 2002). Una baja proporción de roedores capturados en este estudio también presentaron anticuerpos para hantavirus Seoul (Cueto et al., 2006). Lo anteriormente expuesto pone de manifiesto que la presencia de roedores en lugares poblados de la ciudad representa un problema de salud que debe ser resuelto. Tanto en las villas de emergencia, donde puede haber un estrecho contacto entre los seres humanos y los roedores, como en las áreas de recreación, como la reserva, donde la presencia de *O. flavescens*, reservorio del hantavirus responsable del Síndrome Pulmonar por hantavirus, también representa un riesgo sanitario.

Finalmente, la relación encontrada entre la presencia/abundancia relativa de las distintas especies de roedores y variables ambientales permite evaluar las consecuencias de realizar distintos manejos del ambiente y da herramientas para la toma de decisiones en la planificación de distintos usos del espacio urbano. También permite delinear programas de control o de conservación de roedores y tomar medidas para la prevención de la salud.

Bibliografía

- Advani, R. (1995).** Mouse populations and their control in New York City. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 36(1): 135-141.
- Arango, J., Cittadino, E., Agostini, A., de Mazzonelli, G. D., Alvarez, C., Colusi, M., Koval, A., Cabrera Britos, A., y Kravetz, F. O. (2001).** Prevalencia de leptospirosis en *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus* en el Gran Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 11: 25-30.
- Bajomi, D., y Sasvári, K. (1986).** Results of eight years examination of the habitats of residual urban Norway rat populations after eradication. Presentado en Twelfth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California.
- Baker, P. J., Dodds, P. A. A., Webber, C. E., y Harris, S. (2003).** Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33(1): 95-100.
- Begon, M., Harper, J. L., y Townsend, C. R. (1987).** *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades* (M. Costa, Trans.). Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 863 págs.
- Bilenca, D. N., Busch, M., Gómez Villafaña, I. E., Miño, M. H., Pardiñas, U. F. J., Podestá, D., y Suárez, O. V. (en prensa).** Roedores murinos introducidos: ratas (*Rattus norvegicus* y *Rattus rattus*) y ratones (*Mus domesticus*). Buenos Aires. págs.
- Bock, C. E., Vierling, K. T., Haire, S. L., Boone, J. D., y Merkle, W. W. (2002).** Patterns of Rodent Abundance on Open-Space Grasslands in Relation to Suburban Edges. *Conservation Biology*, 16(6): 1653-1658.
- Bonaventura, S. M., y Kravetz, F. O. (1989).** Relación roedor-vegetación: importancia de la disponibilidad de cobertura verde para *Akodon azarae* durante el invierno. *Physis, Secc. C*, 47: 1-5.
- Bonaventura, S. M., Pancotto, V., Madanes, N., y Vicari, R. (2003).** Microhabitat use and density of sigmodontine rodents in *Spartina densiflora* freshwater marshes, Argentina. *Mammalia*, 67(3): 367-377.
- Bonaventura, S. M., Piantanida, M. J., Gurini, L. B., y Sánchez López, M. I. (1991).** Habitat selection in population of cricetine rodents in the region Delta (Argentina). *Mammalia*, 55(3): 339-354.
- Busch, M., Bilenca, D. N., Cittadino, E. A., y Cueto, G. R. (2005).** Efecto of removing a dominant competitor, *Akodon azarae* (Rodentia, Sigmodontinae) on community and population parameters of small rodent species in Central Argentina. *Austral Ecology*, 30: 168-178.
- Busch, M., y Kravetz, F. O. (1992).** Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system. I. Spatial and numerical relationships. *Mammalia*, 56: 45-56.
- Castellarini, F., y Polop, J. (2002).** Effects of extra food on population fluctuation patterns of the murid rodent *Calomys venustus*. *Austral Ecology*, 27(3): 273-283.
- Castillo, E., Priotto, J., Ambrosio, A. M., Provencal, M. C., Pini, N., Morales, M. A., Steinmann, A., y Polop, J. J. (2003).** Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52(3): 135-141.
- Chernousova, N. F. (2001).** Specific Features of the Dynamics of Murine Rodent Communities under the Effects of Urbanization: 1. Dynamics of Species Composition and Abundance. *Russian Journal of Ecology*, 32(2): 122-125.
- Chernousova, N. F. (2002).** Specific Features of the Dynamics of Murine Rodent Communities under the Effects of Urbanization: 2. Maintenance of Population Size. *Russian Journal of Ecology*, 33(1): 23-27.

- Childs, J. E., McLafferty, S. L., Sadek, R., Miller, G. L., Khan, A. S., DuPree, E. R., Advani, R., Mills, J. N., y Glass, A. G. (1998).** Epidemiology of rodent bites and prediction of rat infestation in New York city. *American Journal of Epidemiology*, 148(1): 78-87.
- Cittadino, E. A., Carli, P. D., Busch, M., y Kravetz, F. O. (1994).** Effects of food supplementation on rodents in winter. *Journal of Mammalogy*, 75: 446-453.
- Colvin, B., y Jackson, W. (1999).** Programas de control de roedores urbanos para el siglo 21. *Biología y manejo de roedores urbanos y periurbanos*.
- Coto, H. (2001).** *Determinación de áreas de riesgo con la presencia de roedores en la ciudad Autónoma de Buenos Aires*. Maestría, Universidad de San Martín, Buenos Aires. 6 págs.
- Crawley, M. J. (1993).** *GLIM for Ecologists*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. págs.
- Crespo, J. A. (1966).** Ecología de una comunidad de roedores silvestres en el partido de Rojas, provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales, Ecología (Buenos Aires)*, 3(1): 79-144.
- Cueto, G. R., Cavia, R., Bellomo, C. M., Padula, P. J., y Suárez, O. V. (2006).** *Seroprevalencia de hantavirus en poblaciones silvestres de Rattus norvegicus y R. Rattus en la ciudad de Buenos Aires, Argentina*. Presentado en Congreso Argentino de Zoonosis, Buenos Aires.
- Cueto, V., y López de Casenave, J. (1999).** Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487-492.
- Daniel, W. W. (1978).** *Applied Nonparametric Statistics*. Boston: Houghton Mifflin Company. 503 págs.
- de Francesco, M. V. (2001).** *Diagnóstico de las reservas naturales urbanas del área metropolitana de Buenos Aires*. Presentado en Primeras Jornadas Nacionales sobre Reservas Naturales Urbanas, Buenos Aires.
- De Pietri, D. E., y Karszenbaum, H. (2000, Noviembre 6-10).** *Aportes de la teledetección en la distribución y características de la vegetación urbana en la Ciudad de Buenos Aires*. Presentado en IX Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Misiones, Argentina.
- De Villafañe, G., Bonaventura, S. M., Bellocq, M. I., y Percich, R. (1988).** Habitat selection, social structure, density and predation in populations of Cricetine rodents in the pampa region of Argentina and the effects of agricultural practices on them. *Mammalia*, 3(52): 339-359.
- Dickman, C. R., y Doncaster, C. P. (1989).** The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 58: 119-127.
- Digby, P. G. N., y Kempton, R. A. (1987).** *Multivariate analysis of ecological communities*. London: Chapman & Hall. 206 págs.
- Ecoparque. (1986).** Buenos Aires. $n^{\circ}1$ y $n^{\circ}2$.
- Ellis, A., Mills, J. N., Childs, J. E., Muzzini, M. C., Mckee, K. T., Jr, y Glass, G. E. (1997).** Structure and floristics of habitats associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentina. *Zoology (London)*, 243: 437-460.
- Esri. (1999).** ArcView GIS (Version 3.2a). New York: Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Faggi, A., y Cagnoni, M. (1987).** Parque Costanera Sur: Las comunidades vegetales. *Parodiána*, 5(1): 135-159.
- Fernández, S. M. (2005).** *Implementación y evaluación de un Programa Integral de Control de roedores en un ambiente urbano marginal de la ciudad de Buenos Aires, Argentina*. Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 38 págs.
- Forman, R., y Godron, M. (1985).** *Landscape Ecology*: Wiley Sons. 618 págs.
- Fretwell, S. D. (1972).** *Populations in a seasonal environment.*: Princeton University Press. págs.

- Gallopín, G. C. (1982).** Una metodología multivariada para la regionalización ambiental - I. Bases metodológicas. *Ecología Argentina*, 7: 161-176.
- Gómez Villafaña, I. E., Bilenca, D. N., Cavia, R., y Busch, M. (2003).** Intra-farm variation of rodent infestations on poultry farms of central Argentina. *British Poultry Science*, 44(5): 669-673.
- Gómez Villafaña, I. E., Bilenca, D. N., Cavia, R., Miño, M. H., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001).** Environmental factors associated with rodent infestation in Argentine poultry farms. *British Poultry Science*, 42: 300-307.
- Gómez Villafaña, I. E., Miño, M. H., Cavia, R., Hodara, K., Courtalón, P., Suárez, O. V., y Busch, M. (2005).** *Guía de roedores de la provincia de Buenos Aires*. Buenos Aires: LOLA. 100 págs.
- González, E. M., y Pardiñas, U. F. J. (2002).** *Deltamys kempi*. *Mammalian Species*, 711: 1-4.
- Guerrieri, M. L., Priotto, J., y Polop, J. J. (2003).** *Movimientos de Mus domesticus en área urbana*. Presentado en XVIII Jornadas Argentinas de Mastozoología, La Rioja.
- Hays, R. L., Summers, C., y Seitz, W. (1981).** *Estimating wildlife habitat variables*: U.S.D.I. Fish and Wildlife Service. 111 págs.
- Hercolini, C., Teta, P., y Cueto, G. (2005).** *Roedores depredados por la lechuza del campanario (Tito alba) en la ciudad autónoma de Buenos Aires y oeste del gran Buenos Aires*. Presentado en XX Jornadas Argentina de Mastozoología, Buenos Aires.
- Ieradi, L. A., Cristaldi, M., y De Angelis, R. (1996).** *Rodent pest management. Biological and anthropological aspects*. Presentado en Fifth International Conference Rodens and Spatium. Biodiversity and adaptation, Maroc.
- INDEC, I. N. d. E. y. C. (1991).** *Censo nacional de población y vivienda, Secretaría de Planeación*: Presidencia de la Nación, República Argentina. págs.
- Jeganathan, P., Green, R. E., Norris, K., Vogiatzakis, I. N., Bartsch, A., Wotton, S. R., Bowden, C. G. R., Griffiths, G. H., Pain, D., y Rahmani, A. R. (2004).** Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *Journal of Applied Ecology*, 41(2): 224-237.
- Jongman, R. G. H., C.J.F., t. B., y van Tongeren, D. F. R. (1987).** *Data analysis in community and landscape ecology*. Wageningen: Pudoc. 299 págs.
- Kotliar, N. B., y Wiens, J. A. (1990).** Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59: 253-260.
- Kückler, A. (1967).** Analyzing the Physiognomy and Structure of Vegetation. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 56: 112-127.
- Langton, S. D., Cowan, D. P., y Meyer, A. N. (2001).** The occurrence of commensal rodents in dwellings as revealed by the 1996 English House Condition Survey. *J Appl Ecology*, 38(4): 699-709.
- Leon, J. C., Burkart, S. E., y Movia, C. P. (1979).** Relevamiento fitosociológico del pastizal del norte de la depresión del salado (Partidos de Magdalena y Brandsen, provincia de Buenos Aires). En *La Vegetación de la República Argentina*. Buenos Aires: Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro Nacional de Recursos Naturales - Botánica Agrícola.
- Levin, S. A. (1992).** The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6): 1943-1967.
- Macdonald, D. W., y Rushton, S. (2003).** Modelling space use and dispersal of mammals in real landscapes: a tool for conservation. *J Biogeography*, 30(4): 607-620.
- Manly, B. F. J. (1994).** *Multivariate statistical methods. A primer*. London: Chapman & Hall. 215 págs.
- Marsh, R. E. (1994).** Roof Rats. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y G. E. Larson (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (pp. B-125-B-132). California.

- Massoia, E., y Fornes, A. (1967).** Roedores recolectados en la Capital Federal (Caviidae, Cricetidae y Muridae). *IDIA*: 47-53.
- Matteucci, S. D. (1998).** Análisis regional desde la ecología. En S. D. Matteucci y G. D. Buzai (Eds.), *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial* (Vol. 21, pp. 117-150). Buenos Aires: EUDEBA.
- Meyer, A. (2003).** Urban commensal rodent control: fact or fiction? En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: rodent biology and management*. (pp. 446-456). Canberra: ACIAR Monograph No. 96.
- Mills, J. N., Ellis, B. A., Mckee, K. T., Maiztegui, J. I., y Childs, J. E. (1991).** Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 72(3): 470-479.
- Miño, M. H., Cavia, R., Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001).** Estructura y diversidad de dos comunidades de pequeños roedores en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*, 72: 67-75.
- Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Rodriguez, A. F., Matteucci, S. D., Godagnone, R. E., y Casas, R. R. (2000).** Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12: 119-131.
- Morris, D. W. (1987a).** Sapatial scale and the cost of density-dependent habitat selection. *Evolutionary Ecology*, 1: 379-388.
- Morris, D. W. (1987b).** Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs*, 57: 269-281.
- Pearson, O. P. (1967).** La estructura por edades y la dinámica reproductiva en una población de ratones de campo, *Akodon azarae*. *Physis (Buenos Aires)*, XXVII(74): 53-58.
- Pielou, E. C. (1984).** *The Interpretation of Ecological Data: A Primer on classification and Ordination*. New York: John Wiley Sons. págs.
- Pocock, M. J. O., Searle, J. B., y White, P. C. L. (2004).** Adaptations of animals to commensal habitats: population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *J Anim Ecology*, 73(5): 878-888.
- Rubel, D., Seijo, A., Cernigoi, B., Viale, A., y Wisnivesky, C. (1997).** *Leptospira interrogans* en ua población canina del Gran Buenos Aires: variables asociadas con la seropositividad. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 2: 102-105.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., y Kerby, G. (2004).** New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41(2): 193-200.
- Sánchez López, M. I. (1991).** *Efecto de la adición de alimento suplementario en una comunidad de roedores cricétidos del delta bonaerense*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 54 págs.
- Sánchez López, M. I. (1998).** *Factores que limitan la abundancia de los roedores muridos en el delta del Paraná*. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 150 págs.
- Sauvajot, R. M. (1998).** Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems*, 2: 279-297.
- Seijo, A., Coto, H., San Juan, J., Videla, J., Deodato, B., Cernigoi, B., Garcia Messina, O., de Bassadoni, D., Schtirbu, R., Olenchuk, A., Dorta de Mazzonelli, G., y Parma, A. (2002).** Lethal Leptosptal Pulmonary Hemorrhage: An emerging disease in Buenos Aires, Argentina. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9): 1004-1005.
- Seijo, A., Enría, D., Levis, S., Pini, N., Coto, H., Deodato, B., Cernigoi, B., y de Bassadoni, D. (2003).** Estudio de hantavirus Seoul, en una población de humanos y roedores de un asentamiento precario de la Ciudad de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 63: 193-196.

- Singleton, G. R., Krebs, C. J., Davis, S., Chambers, L. K., y Brown, P. R. (2001).** Reproductive changes in fluctuating house mouse populations in southeastern Australia. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences*, 268: 1741-1748.
- Smart, J. C. R., Ward, A. I., y White, P. C. L. (2004).** Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review*, 34(1-2): 99-114.
- Smith, D. G., Wilson, C. R., y Frost, H. H. (1974).** History and ecology of a colony of Farn Owls in Utah. *Condor*, 76: 131-136.
- StatSoft, I. (2001).** STATISTICA (data analysis software system), version 6.
- StatSoft, I. (2002).** *Electronic Statistics Textbook.*, 2002, from <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>
- Teta, P., y Suárez, O. V. (2004).** *Delatmys kempi (Rodentia: Sigmodontinae) en la ciudad autónoma de Buenos Aires (Argentina)*. Presentado en XIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Puerto Madryn.
- Timm, R. M. (1987).** Commensal rodents in insulted livestock buildings. En C. G. J. Richards y T. Y. Ku (Eds.), *Control of mammal pests*. London: Taylor & Francis.
- Timm, R. M. (1994a).** House Mice. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y G. E. Larson (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (pp. B-31-B-46). California.
- Timm, R. M. (1994b).** Norway Rats. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y Gary E. L. (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (pp. B-105-B-120). California.
- Traweger, D., y Slotta-Bachmayr, L. (2005).** Introducing GIS-modelling into the management of a brown rat (*Rattus norvegicus* Berk.) (Mamm. Rodentia Muridae) population in an urban habitat. *Journal of Pest Science*, 78(1): 17-24.
- Udrizar Sauthier, D. E., Abba, A. M., Pagano, L. G., y Pardiñas, U. F. J. (2005).** Ingreso de micromamíferos brasílicos en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 12(1): 91-95.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B., y Ims, R. A. (1993).** Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66: 369-380.
- Ylönen, H., Jacob, J., Runcie, M. J., y Singleton, G. R. (2003).** Is reproduction of the Australian house mouse (*Mus domesticus*) constrained by food? A large-scale experiment. *Oecologia*, 135: 372-377.
- Zar, J. R. (1996).** *Biostatistical Analysis* (Third edition ed.). New Jersey: Printice Hall. 662 págs.
- Zuleta, G. A., Kravetz, F. O., Busch, M., y Percich, R. E. (1988).** Dinámica poblacional del ratón del pastizal pampeano (*Akodon Azarae*) en ecosistemas agrarios de Argentina. *Rev. Chilena de Historia Natural*, 61: 244.

CAPÍTULO V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

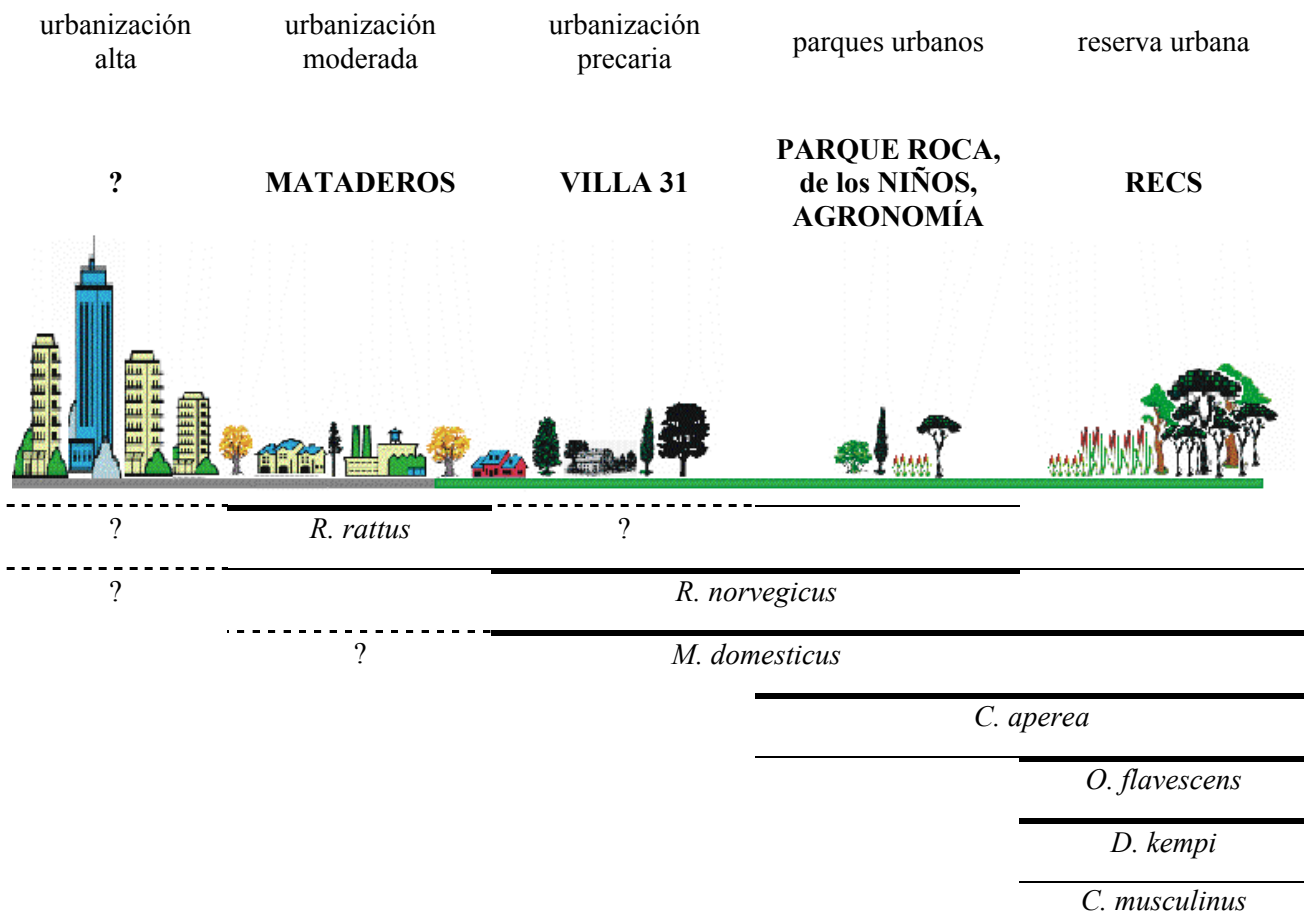
Respecto a la primer pregunta que planteamos en la introducción, se encontró que la mayor abundancia de roedores se observa en el sur de la ciudad, en zonas caracterizadas por la presencia de villas de emergencia e industrias, y las menores abundancias se observaron hacia el noroeste, donde predominan los edificios de departamentos, mientras que en las áreas de la ciudad donde dominan las viviendas tipo casa se presentarían valores intermedios de abundancia de roedores. La baja abundancia de roedores estimada de acuerdo a las encuestas en lugares de la ciudad donde dominan los edificios de departamentos se registró tanto en zonas de clase media y alta.

En cuanto a la segunda pregunta planteada originalmente, siete especies compusieron las distintas comunidades de roedores en la ciudad de Buenos Aires: *R. rattus*, *R. norvegicus*, *M. domesticus*, *C. aperea*, *O. flavescens*, *D. kempfi* y *C. musculus*. Sólo *D. kempfi* no había sido citada para la ciudad, mientras que *A. azarae* y *C. laucha*, que no fueron capturadas en este estudio, fueron citadas anteriormente (Ecoparque, 1986; Massoia y Fornes, 1967; Pearson, 1967). Las especies introducidas fueron las únicas capturadas en viviendas, comercios e industrias, mientras que las autóctonas fueron capturadas en espacios abiertos (en los parques y la reserva).

Teniendo en cuenta las unidades de paisaje donde se realizaron las capturas, la mayor abundancia de roedores se registró en la Villa 31,

seguida por los parques, luego la reserva y, finalmente, la menor abundancia se registró en el barrio Mataderos. La distribución de las especies entre estas unidades de paisaje puede relacionarse con un gradiente de urbanización (figura V.1). Las comunidades más pobres en especies fueron las presentes en los ambientes residenciales, comerciales e industriales (Villa 31 y Mataderos). Mataderos es la unidad de paisaje más urbanizada en la que se realizaron capturas en este estudio (y por lo tanto donde conocemos la composición de especies), y dentro de este barrio, la zona que fue definida como residencial representa la situación más típica de la ciudad de Buenos Aires, donde dominan casas de hasta dos pisos y algunos edificios de departamentos, concentrados sobre todo en las avenidas. Por lo tanto, se podría extrapolar los resultados de esta zona a áreas semejantes de la ciudad, donde también esperaríamos que *R. rattus* sea abundante, y esté acompañada de *R. norvegicus*. *R. rattus* está descrita como hábil trepadora y que tiende a colonizar los pisos altos de las edificaciones (Coto, 1997; Coto, 2001; Marsh, 1994) por lo que estaría presente también en las áreas de la ciudad donde predominan los edificios de departamento, que no fueron muestreadas en este estudio y representarían el mayor extremo de urbanización. Coincidentemente con nuestros resultados, Massoia y Fornes (1967) documentan la presencia de esta especie solamente en las zonas más urbanizadas de Buenos Aires, el centro y Almagro. En contraste con nuestros resultados, en estudios realizados en distintas ciudades de

Figura V.1. Modelo de distribución de especies de roedores en función del grado de urbanización en el paisaje en la ciudad de Buenos Aires. Cuando la línea sobre el nombre de la especie es gruesa indica que la especie fue frecuentemente capturada en esa unidad de paisaje, la línea fina indica que la especie fue capturada en forma poco frecuente y la línea punteada (con el signo de interrogación) indica que no fue capturada pero sería muy probable que se encuentre presente en esa unidad de paisaje.



Inglaterra las principales especies encontradas en las viviendas fueron *R. norvegicus* y *M. domesticus* (Langton *et al.*, 2001; Murphy y Marshall, 2003) y en Budapest estas especies fueron las que ocuparon mayormente los edificios de departamentos (Bajomi y Sasvári, 1986).

De acuerdo a nuestros resultados, el mayor problema de roedores en la ciudad de Buenos Aires se encontraría en las zonas intermedias del gradiente de urbanización, en las villas de emergencia y los parques. Si bien en la villa 31 se capturaron sólo dos especies, *R. norvegicus* y *M. domesticus*, fue la unidad de paisaje con mayor abundancia de roedores estimada por capturas. Por otro lado, en otras villas estudiadas en este trabajo (Villa 20 y 3) fue donde la mayor cantidad de personas declaró tener roedores en sus unidades funcionales. Estos valores de abundancia probablemente puedan extrapolarse también a otras villas de emergencia, ya que Arango *et al.* (2001) obtuvieron valores similares de abundancia en una villa del gran Buenos Aires. Teniendo en cuenta además los riesgos sanitarios asociados, ya que en estos ambientes se detectaron en roedores los agentes etiológicos de enfermedades como Leptospirosis y Síndrome Renal y Pulmonar por Hantavirus (Arango *et al.*, 2001; Seijo *et al.*, 2002; Seijo *et al.*, 2003), deberían considerarse prioritarios los trabajos futuros tendientes a solucionar el problema de la infestación por roedores.

Los parques, que representan una situación intermedia en el grado de urbanización entre las villas y la reserva, presentaron abundancias de roedores similares a las primeras,

y se tienen evidencias de la presencia de los mismos agentes etiológicos (Cueto *et al.* 2006 y datos no publicados). Si bien, al igual que en las villas, las especies dominantes de la comunidad son *R. norvegicus* y *M. domesticus*, en los parques también se capturan algunas especies silvestres, y las condiciones de hábitat entre los dos lugares son contrastantes. Mientras que en los parques los roedores se encontraron en parches de vegetación aislados y poco utilizados por las personas, en la villa están ocupando los patios, jardines y parches de vegetación espontánea en los alrededores de las viviendas. Esto implica un mayor grado de contacto entre los seres humanos y los roedores en la villa que en los parques, y probablemente también una mayor probabilidad de contacto reiterado, con el consiguiente aumento del riesgo de contagio de enfermedades. Por otro lado, mientras que en las villas las personas en riesgo son principalmente sus habitantes, en los parques el área de distribución de la población en riesgo es mayor debido a la cantidad de visitantes (de varias partes de la ciudad y el conurbano) que reciben, especialmente durante los fines de semana. La presencia de especies silvestres en los parques de la ciudad de Buenos Aires es reportada por primera vez en este estudio, aunque fueron registradas por Massoia y Fornes (1967) en las áreas que actualmente están ocupando los Parques Roca y el Parque de la Ciudad. Los problemas por la presencia de roedores en parques urbanos no son exclusivos de la ciudad de Buenos Aires, ya que, por ejemplo, en parques de Baltimore, Glass *et al.* (1988) reportaron una gran abundancia de *R. norvegicus*.

Por último, en el extremo menos urbanizado del gradiente, encontramos a la reserva, que se caracteriza por la mayor riqueza de especies, la dominancia de las especies silvestres, y una baja abundancia total. En este sitio se presentan condiciones que satisfacen los requerimientos de hábitat de varias especies, aumentando la riqueza, pero simultáneamente operarían mecanismos de regulación de la densidad, como la disponibilidad natural de alimento o la presencia de depredadores, ya que están citadas en la reserva 8 especies de rapaces y *L. crassicaudata* fue capturada frecuentemente en nuestros muestreos.

En cuanto a la asociación de los roedores con características del ambiente a escalas más pequeñas, se vio que en la reserva y los parques las especies silvestres se encontraron asociados principalmente con la cobertura herbácea, al igual que en otros trabajos realizados en los agroecosistemas (Ellis et al., 1997) y el delta (Bonaventura et al., 2003). Por su parte, en los ambientes residenciales las especies introducidas mostraron asociaciones negativas con la abundancia de personas, y, al igual que en otros trabajos, se encontró una asociación positiva con las condiciones precarias de las construcciones (Ieradi et al., 1996; Langton et al., 2001; Murphy y Marshall, 2003), con la presencia de superficies descubiertas (Bajomi y Sasvári, 1986; Langton et al., 2001) y la de sustratos blandos que permiten la construcción de cuevas (Childs et al., 1998).

Por último, podemos decir que las distintas técnicas para el muestreo de roedores analizadas permitieron estimar la abundancia, pero que su utilidad depende de los objetivos del

estudio. La información obtenida por cada una de las técnicas varía considerablemente. A partir de las encuestas y la recepción de las denuncias no se obtiene ninguna información sobre las especies presentes, y es escasa la información acerca de su biología y ecología. Sin embargo, aportan un tipo de información que es difícil de obtener con otros métodos. A partir de las encuestas se pudo analizar la variación espacial de la abundancia de roedores en una escala espacial grande, mientras que las denuncias, si bien no son útiles para el estudio de la variación espacial de la abundancia, permitieron describir sus variaciones en el tiempo a escala de toda la ciudad. El uso de cebaderos puede ser útil para monitoreos de la abundancia de roedores en todo tipo de ambientes (Suárez *et al.*, 2004; Suárez *et al.*, 2005), y junto con la clave para la identificación de muestras de pelos permitirían también identificar las especies presentes. Esta técnica es usada en otras partes del mundo para monitorear especies plaga a grandes escalas (Gurnell *et al.*, 2001; Gurnell *et al.*, 2004). En el presente trabajo no se usó la información de los cebaderos para analizar las variaciones en la abundancia de roedores y su relación con las características del hábitat, ya que la información obtenida por trampeo es más completa. Sin embargo, en la Villa 31 el uso de cebaderos permitió evaluar el efecto de medidas de control sobre la abundancia de roedores a lo largo de 6 meses. Este método evitó tener que remover animales en un área control durante la experiencia, ya que de haber optado por monitorear los roedores a través de muestreos de captura marcado y recaptura, los propietarios de viviendas y comercios de la villa nos hubieran impedido devolver los roedores capturados.

Según el mito popular existen en la ciudad de Buenos Aires tres ratas por habitante, y algún político en campaña llegó a decir que este número se elevaba a diez. Sería extremadamente costoso hacer una estimación precisa del número de roedores que habitan la ciudad de Buenos Aires. Sin embargo, según este trabajo alrededor del 10% de las personas (que serían alrededor de 280.000 personas de la ciudad) tuvieron roedores en su vivienda o trabajo en los últimos 90 días. En la Villa 31, donde viven un promedio de 6 personas en cada vivienda, se capturaron hasta 7 roedores en una vivienda, con un promedio de 0,44. Esto indica que si bien ni en el caso más

extremo de abundancia se alcanza la relación de 3 roedores por persona, no deja de ser preocupante la situación actual respecto a los roedores, especialmente en algunas zonas de la ciudad.

La información brindada por este trabajo no sólo contribuye al conocimiento de aspectos teóricos sobre la ecología de los roedores que conviven con los ciudadanos de Buenos Aires, sino que también brinda información que puede ser útil al público en general, a los agentes de la salud y a tomadores de decisiones. Esperamos que contribuya además a tomar decisiones de control de roedores más eficientes en el futuro.

- Arango, J., Cittadino, E., Agostini, A., de Mazzonelli, G. D., Alvarez, C., Colusi, M., Koval, A., Cabrera Britos, A., y Kravetz, F. O. (2001).** Prevalencia de leptospirosis en *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus* en el Gran Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 11: 25-30.
- Bajomi, D., y Sasvári, K. (1986).** Results of eight years examination of the habitats of residual urban Norway rat populations after eradication. Presentado en Twelfth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California.
- Bonaventura, S. M., Pancotto, V., Madanes, N., y Vicari, R. (2003).** Microhabitat use and density of sigmodontine rodents in *Spartina densiflora* freshwater marshes, Argentina. *Mammalia*, 67(3): 367-377.
- Childs, J. E., McLafferty, S. L., Sadek, R., Miller, G. L., Khan, A. S., DuPree, E. R., Advani, R., Mills, J. N., y Glass, A. G. (1998).** Epidemiology of rodent bites and prediction of rat infestation in New York city. *American Journal of Epidemiology*, 148(1): 78-87.
- Coto, H. (1997).** *Biología y control de ratas sinantrópicos*. Buenos Aires: Editorial Abierta. 207 págs.
- Coto, H. (2001).** Determinación de áreas de riesgo con la presencia de roedores en la ciudad Autónoma de Buenos Aires. Maestría, Universidad de San Martín, Buenos Aires. 6 págs.
- Ecoparque. (1986).** Buenos Aires. n°1 y n°2.
- Ellis, A., Mills, J. N., Childs, J. E., Muzzini, M. C., Mckee, K. T., Jr, y Glass, G. E. (1997).** Structure and floristics of habitats associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentine. *Zoology (London)*, 243: 437-460.
- Gurnell, J., Lurz, P. P. W., y Pepper, H. (2001).** *Practical Techniques for Surveying and Monitoring Squirrels*. Edinburgh: Forestry Commission Practice Note 11. Forestry Commission.
- Gurnell, J., Lurz, P. W. W., Shirley, M. D. F., Cartmel, S., Garson, P. J., Magris, L., y Steele, J. (2004).** Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain. *Mammal Review*, 34(1-2): 51-74.
- Ieradi, L. A., Cristaldi, M., y De Angelis, R. (1996).** Rodent pest management. Biological and anthropological aspects. Presentado en Fifth International Conferenci Rodens and Spatium. Biodiversity and adaptation, Maroc.
- Langton, S. D., Cowan, D. P., y Meyer, A. N. (2001).** The occurrence of commensal rodents in dwellings as revealed by the 1996 English House Condition Survey. *J Appl Ecology*, 38(4): 699-709.
- Marsh, R. E. (1994).** Roof Rats. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y G. E. Larson (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (pp. B-125-B-132). California.
- Massoia, E., y Fornes, A. (1967).** Roedores recolectados en la Capital Federal (Caviidae, Cricetidae y Muridae). *IDIA*: 47-53.
- Murphy, R. G., y Marshall, P. A. (2003).** Factors influencing the occurrence of rodent infestations in an inner city area of Manchester. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (pp. 469-472). Camberra: ACIAR.
- Pearson, O. P. (1967).** La estructura por edades y la dinámica reproductiva en una población de ratones de campo, *Akodon azarae*. *Physis (Buenos Aires)*, XXVII(74): 53-58.
- Seijo, A., Coto, H., San Juan, J., Videla, J., Deodato, B., Cernigoi, B., Garcia Messina, O., de Bassadoni, D., Schtirbu, R., Olenchuk, A., Dorta de Mazzonelli, G., y Parma, A. (2002).** Lethal Leptosptal Pulmonary Hemorrhage: An emerging disease in Buenos Aires, Argentina. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9): 1004-1005.
- Seijo, A., Enría, D., Levis, S., Pini, N., Coto, H., Deodato, B., Cernigoi, B., y de Bassadoni, D. (2003).** Estudio de hantavirus Seoul, en una población de humanos y roedores de un

asentamiento precario de la Ciudad de Buenos Aires. Medicina (Buenos Aires), 63: 193-196.

Suárez, O., Alfieri, F., Andrade, A., Fernández, M. S., Herculini, C., Muschetto, E., Zamero, M., Cueto, G., y Fischer, S. (2004). *Informe Técnico presentado al GCBA: Caso de estudio: Mercado de Hacienda de Liniers.*manuscrito, Buenos Aires.

Suárez, O., Fernández, M. S., Herculini, C., Muschetto, E., Teta, P., Zamero, M., Cueto, G., Cavia, R., y Fischer, S. (2005). *Informe Técnico presentado al GCBA: Actividad de Roedores en la Escuela Normal N°1, D.E. 1°.*manuscrito, Buenos Aires.

Anexo 1. Fotos de distintas especies mencionadas en este estudio. a) *Deltamys kemp*, b) *Oligoryzomys flavescens* c) *Mus domesticus*, d) *Cavia aperea*, e) *Rattus norvegicus*, f) *Rattus rattus*.



Anexo 1. Continuación. g) *Akodon azarae*, h) *Calomys laucha*, i) *Calomys musculinus*, j) *Lutreolina crassicaudata*.

g)



h)



i)



j)



Anexo 2. Planilla de campo utilizada para encuestar a los vecinos en la Villa 31 y Mataderos.



GOBIERNO DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES
SECRETARIA DE GOBIERNO Y CONTROL COMUNAL



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

Encuesta de Percepción y prevención de roedores

Id:

Obs: (NOMBRE)

Sexo: M F

Edad:

Permanencia:

DIRECCION:

1) Usted tubo alguna vez ratas, tauchas, objetos mordidos o cacas en su casa? Si No
Cuándo fue la última vez? _____

2) Usted vio ratas o tauchas en su barrio? Si No

Cuándo fue la última vez? _____ Donde? _____

3) Cree usted que es importante controlar a los roedores? Si No

Por qué?

Enfermedades Daños económicos Otros _____

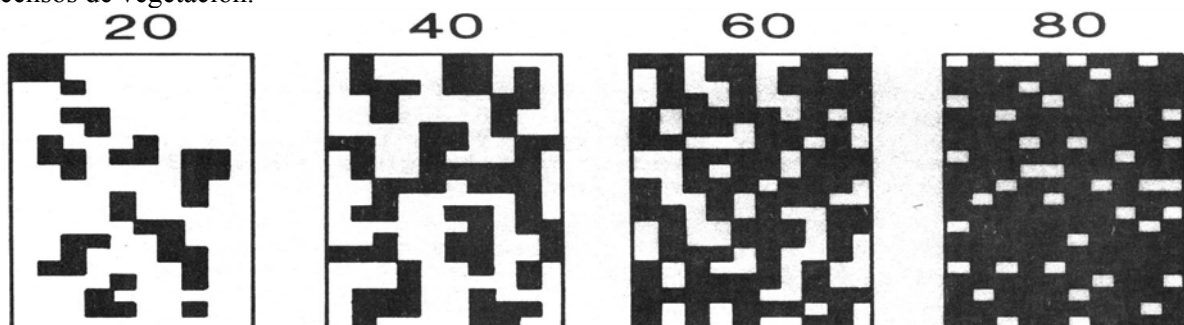
Son un Asco Contaminación

4) Usted sabe que las ratas transmiten enfermedades? Si No

Podría nombrar alguna? _____

5) Usted toma alguna medida de prevención para evitar la presencia de roedores? Si No
Cun? _____

Anexo 3. Escala gráfica de Hays et al. (1981) utilizada de referencia para estimar las coberturas vegetales en los censos de vegetación.



Anexo 4. Los Modelos de Regresión en los Modelos Lineales Generalizados

Todos estamos familiarizados con la forma del modelo de regresión lineal estimado por el método de cuadrados mínimos estándar

$$y_i = a + b.x_i + e_i \quad \text{ecuación 1}$$

donde y_i es la variable respuesta observada, x_i la variable predictora, a y b son los parámetros que describen la relación entre y_i y x_i , y e_i es la diferencia entre la predicción dada por $a + b.x_i$ y la respuesta observada y_i . Aquí llamo variable respuesta a la variable comúnmente llamada “dependiente” y variable explicativa a las “independientes” ya que por estar buscando una relación o estudiando como responde una determinada variable a variaciones de otras no necesariamente existe dependencia o independencia entre ellas. Podemos ver que este modelo tiene tres componentes: la respuesta observada (y_i), el componente sistemático de la ecuación ($a + b.x_i$) y el componente aleatorio de error (e_i). Existen implícitos en este modelo dos supuestos. El primero que los e_i son independientes y siguen una distribución normal con media igual a 0 y varianza igual a s^2 . La segunda es que para el modelo correcto el valor esperado o predicho de y_i (o μ_i) es igual al componente sistemático del modelo,

$$\mu_i = a + b.x_i \quad \text{ecuación 2.}$$

De esto se desprende que múltiples observaciones individuales hechas sobre la variable predictora deberán ser independientes, con distribución Normal y varianza constante. Sin embargo no todos los datos colectados a campo tendrán distribución Normal y varianza constante. Una aproximación para resolver este problema se basa en realizar transformaciones de

la variable respuesta. Esto puede resolver alguno de los problemas y ocasionalmente ambos. Sin embargo existe otra aproximación, a través de los Modelos Lineales Generalizados (GLM, (McCullagh y Nelder, 1999), que provee una forma más general de la ecuación 1. La esencia de estos modelos es permitir el uso de un mayor número de distribuciones para los errores (para modelar la estructura de los errores) y usar distintas funciones para linealizar la relación entre variable respuesta y el componente sistemático del modelo. Esto permite la relajación de los supuestos de normalidad para la aplicación del modelo de la ecuación 1 y del supuesto de relación lineal entre el valor esperado de la variable respuesta (μ_i) con el componente sistemático del modelo. Lo primero que necesitamos tener en cuenta es que los modelos lineales no involucran exclusivamente relaciones lineales entre la variable respuesta y las variables explicativas. La definición de un modelo lineal es la de una ecuación que contiene variables matemáticas, parámetros y variables aleatorias que son *lineales en los parámetros y en las variables aleatorias* (Crawley, 1993). Esto significa que a , b y c son parámetros, entonces la ecuación 1 es obviamente un modelo lineal, pero también lo es,

$$y_i = a + b.x_i + c.x_i^2, \quad \text{ecuación 3,}$$

ya que x_i^2 puede reemplazarse por z_i quedando,

$$y_i = a + b.x_i + c.z_i, \quad \text{ecuación 4.}$$

En la tabla 1 se muestran otros ejemplos de modelos lineales.

Los Modelos Lineales Generalizados tienen tres importantes propiedades: la estructura del error, el predictor lineal o componente sistemático (η) y la

Tabla 1. Ejemplos de modelos lineales.

Función original	Función “linealizada”
$y = a + b \cdot e^x \rightarrow z = e^x \rightarrow y = a + b \cdot z$	
$y = e^{a + b \cdot x} \rightarrow \ln y = a + b \cdot x$	
$y = a \cdot x / 1 + b \cdot x \rightarrow 1/y = \alpha + \beta \cdot 1/x$	

función nexa ($g(\mu)$) (Crawley, 1993; McCullagh y Nelder, 1999; Nicholls, 1991). Los modelos paramétricos tratan datos con errores normales. Los GLM permiten incluir errores con distintas distribuciones, además de la distribución Normal es posible correr los modelos con distribución de errores Poisson cuando los datos corresponden a conteos, con distribución Binomial cuando los datos corresponden a proporciones, con distribución Gamma cuando los datos muestran un valor constante de coeficiente de variación, etc. El predictor lineal es la suma lineal de efectos de una o más variables explicativas,

$$\eta = \sum_{j=1}^p x_{ij} \cdot \beta_j,$$

donde x son los distintos valores de las p variables explicativas y los β son parámetros estimados de los datos (pendientes en el caso de variables explicativas continuas). La función nexa, $g(\mu)$, relaciona el valor medio de y con su predictor lineal. El valor del predictor lineal, η , estimado por el modelo lineal como una suma de términos del efecto de las p variables predictivas no es un valor de y (con excepción del caso de la función nexa identidad donde $\eta = \mu$). Para obtener valores de y es necesario

transformar η con una función nexa. En la tabla 2 se muestran algunas de las funciones nexa y los casos en que son frecuentemente usados.

Tabla 2. Algunas funciones nexa usadas en los GLM y su relación con el tipo de datos con el que se usan [extraído de Crawley (1993)].

Función nexa	Forma $\eta = g(\mu)$	Tipo de datos	Familia de error
Identidad	μ	Reales +/-	Normal
Logaritmo	$\ln \mu$	Conteo (enteros +)	Poisson
Logística	$\ln (\mu / 1 - \mu)$	Binario (si/no) Proporción	Binomial
Log-log complementaria	$\ln (1 - p/n)$	Proporción	Binomial
Inversa	$1/\mu$	Densidad (reales +)	Gamma

Ajuste y significancia en los modelos de regresión múltiples en los GLMs

El objetivo es determinar los parámetros del modelo que mejor ajusten a un conjunto de datos y si su inclusión en el modelo producen una diferencia significativa de como se describen los datos. Esto se hace a partir de la función de máxima verosimilitud. El método de cuadrados mínimos es igual al estimador de máxima verosimilitud cuando los errores de los datos tienen distribución normal y la función nexa es la identidad. Entonces, evidentemente el modelo de regresión por cuadrados mínimos no es más que un caso particular de los Modelos Lineales Generalizados. No es la intención aquí detallar el procedimiento por el cual se ajustan los

parámetros de un modelo a los datos, pero sí mencionar que el procedimiento estima los parámetros y una aproximación de su error estándar. La relación entre el parámetro y el error estándar aproximado sigue una distribución de t de Student con $n-k$ grados de libertad (donde n es el número de observaciones individuales y k el número de parámetros estimados en el modelo), proveyendo una forma de contrastar la significancia de los parámetros en el modelo. Los datos nunca serán descriptos totalmente por el modelo. La discrepancia entre los valores predichos por el modelo y los datos reales da una idea de cuán adecuado es un modelo para describir un conjunto de datos. La medida de discrepancia de la bondad de ajuste entre el modelo y los datos usada en los GLMs es la *desvianza* (o *desvianza residual*), que es el logaritmo de la relación entre dos verosimilitudes. Particularmente, la discrepancia del ajuste es proporcional a dos veces la diferencia entre el logaritmo de la máxima verosimilitud factible y del modelo que estamos poniendo a prueba.

En los modelos de regresión múltiple las distintas variables explicativas son seleccionadas usando el método por pasos hacia adelante (forward step wise) o por pasos hacia atrás (backward step wise). Esto es consistente con la visión de que el ajuste de estos modelos de regresión es una técnica descriptiva y no una prueba de hipótesis. En el método por pasos hacia adelante se agregan cada variable y se evalúa si el cambio de la desvianza respecto al modelo nulo es significativa. El modelo nulo es la media μ , es decir que se evalúa si al agregar

una variable explicativa el modelo describe mejor los datos que si simplemente usamos la media. La diferencia entre estas desvianzas asume una distribución χ^2 con tantos grados de libertad como se hayan perdido para la estimación de desvianza del modelo (McCullagh y Nelder, 1999). Si las variables explicativas son continuas estas incorporan pendientes al modelo por lo que se pierde solo un grado de libertad, pero si la variable es un factor, se incorporan niveles perdiéndose tantos grados de libertad como niveles tenga el factor (además las variables deben evaluarse en forma cuadrática e incluir también términos de interacción para probar su ajuste). Este procedimiento debe hacerse para todas las variables que se quieren evaluar en un modelo. La primera variable explicativa que se agrega al modelo será aquella que produzca el mayor cambio en la desvianza (también llamada "*diferencia de desvianza residual*") y este diferencia además deberá ser significativa. Este procedimiento se repetirá ahora incorporando en el segundo paso, nuevamente de a una, las otras variables al modelo que ya tiene incorporada una variable explicativa. Nuevamente se evalúa por el cambio de desvianza producido al agregar de a una las otras variables al modelo. El procedimiento se repetirá hasta que la incorporación de nuevas variables explicativas no produzcan un cambio significativo de la desvianza (Crawley, 1993; McCullagh y Nelder, 1999; Nicholls, 1991).

Este mismo razonamiento se aplica para determinar cual es la distribución que mejor ajusta a la distribución de errores de los datos y cual es la función nexo más adecuada para

“linealizar” la relación de la variable respuesta con las variables predictoras. En la práctica no se evalúan los modelos con todas las combinaciones de distribuciones y funciones nexo disponibles, sino que se evalúan el modelo “lineal” (errores normales y función nexo identidad) y con aquellas distribuciones y funciones nexo que son más adecuados para el tipo de datos que se dispone, tabla 2. Aquel modelo con menor discrepancia entre los valores predichos y los datos (la desviación) será el más adecuado para su descripción (McCullagh y Nelder, 1999).

Una estimación del porcentaje de variación explicada por el modelo (el r^2 en la regresión “lineal”) lo provee la relación entre la desviación del modelo respecto a la desviación del modelo nulo.

Antes de comenzar con el análisis de regresiones por pasos se realizan análisis univariados entre la variable respuesta y las variables explicativas. Las variables que mayor asociación presentan con la variable respuesta son las que primero ingresan en los modelos (ej. Busch et al., 2004; Bustamente, 1996), ahorrando tiempo en el análisis incorporando en los primeros pasos sólo las variables que presenten una mayor asociación con la variable respuesta. En los análisis univariados se busca las asociaciones entre estas variables aunque éstas sean débiles por lo que se aumenta la probabilidad de error de tipo I de la prueba al 10 o 25%. Además se realiza un análisis de asociación entre las variables explicativas. Cuando existe una fuerte asociación (en este

trabajo se fija un $p < 0,01$) entre dos o más variables explicativas, el ingreso de una de ellas en un modelo prohíbe la inclusión de el resto de las variables asociadas a ella (para más detalles consultar McCullagh y Nelder, 1999; Nicholls, 1991). Por otro lado no es posible saber si es esta variable incluida en el modelo la que condiciona a la variable respuesta o es alguna de las otras variables asociadas a la primera que no pueden ser incluidas. La única forma de poder saber cual es la variable que condiciona a la variable respuesta es a partir de experimentos manipulativos (Krebs, 1988)

Anexo 5. Valores promedios de las variables de hábitat y coberturas vegetales por especie de los tres ambientes muestreados en la Reserva Ecológica Costanera Sur: BA= bosque de alisos (109 parcelas), PC= pastizal de cortaderas (123 parcelas) y MR= matorral ribereño (102 parcelas). (-) especie ausente, (+) especie presente con cobertura promedio menor a 0,001.

Variables estructurales del hábitat	BA			PC			MR		
	BA	PC	MR	BA	PC	MR	BA	PC	MR
Altura ARBOREO (m)	18,10	1,4	3,4	0,004	-	-	0,025	0,004	0,014
Altura ARBUSTIVO (m)	2,556	0,924	1,99	0,005	-	-	0,001	0,002	0,011
Altura HERBACEO (m)	1,24	1,75	1,25	0,001	-	-	0,112	+	-
Cobertura arbórea	0,543	0,011	0,059	-	-	0,01	0,012	-	-
Cobertura arbustiva	0,122	0,129	0,187	+	-	-	0,003	-	-
Cobertura herbácea	0,671	0,819	0,529	+	-	0,001	0,001	-	-
Cobertura herbácea graminiiformes	0,402	0,744	0,352	0,003	-	-	-	+	-
Cobertura herbácea latifoliadas	0,297	0,083	0,174	0,009	-	-	+	-	-
Material seco en pie	0,073	0,295	0,072	0,007	+	+	0,005	-	-
Cobertura herbácea verde	0,657	0,569	0,331	0,002	-	-	0,001	-	-
Broza	0,975	0,95	0,403	0,04	-	+	Coberturas en el estrato arbustivo por taxón		
Suelo desnudo	0,004	0,018	0,323	0,242	+	0,006	BA	PC	MR
Coberturas en el estrato arbóreo por taxón				+	-	-	+	-	-
<i>Acacia bonariensis</i>	-	-	+	0,002	0,002	+	-	-	+
<i>Acacia caven</i>	-	-	0,001	0,024	+	-	0,002	0,035	0,044
<i>Acer negundo</i>	0,003	-	-	+	-	0,002	-	+	+
<i>Arundo donax</i>	-	0,002	-	-	-	0,001	0,002	0,08	0,078
<i>Baccharis pytneumoides</i>	0,001	+	0,001	0,034	-	-	-	+	-
<i>Baccharis salicifolia</i>	0,005	-	0,002	-	-	+	+	-	-
<i>Bauhinia candicans</i>	0,003	-	-	0,001	+	0,005	+	-	-

Anexo 5. Continuación.

Coberturas en el estrato arbustivo por taxón	BA			PC			MR		
	BA	PC	MR	BA	PC	MR	BA	PC	MR
<i>Ephedra spp.</i>	+	-	-	+	-	-	+	-	-
<i>Erythrina crista-galli</i>	-	-	0,002	0,001	+	0,003	sp. 14 (herbácea latifoliadas)	-	+
<i>Eupatorium inulaefolium</i>	-	0,001	0,001	-	+	-	sp. 15 (herbácea latifoliadas)	-	+
<i>Eupatorium spp.</i>	-	+	+	-	-	0,002	sp. 40 (herbácea latifoliada)	-	+
<i>Hedera helix</i>	0,001	-	-	-	-	-			
<i>Ipomoea spp.</i>	0,003	0,001	0,012	0,001	+	+	Coberturas en el estrato herbáceo por taxón		
<i>Lantana megapotamica</i>	0,013	0,002	0,001	-	-	+	BA	PC	MR
Leguminosae sp. 1	-	0,007	0,013	0,014	+	-	+	-	-
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,008	-	+	-	+	-	<i>Abutilon</i>	+	-
<i>Ligustrum sinense</i>	0,063	0,001	0,003	-	-	+	<i>Adiantum raddianum</i>	-	0,002
<i>Lonicera japonica</i>	+	-	-	-	+	+	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	-	0,003
Malvaceae	-	-	+	+	-	-	<i>Ammi majus</i>	-	0,005
<i>Melia azedarach</i>	0,001	-	+	+	-	-	<i>Baccharis pytneumoides</i>	-	0,001
<i>Mikania cordifolia</i>	-	+	-	-	-	+	<i>Baccharis sp.</i>	-	0,008
<i>Mikania spp.</i>	+	-	-	0,002	-	-	<i>Baccharis salicifolia</i>	+	0,002
<i>Morus spp.</i>	+	-	-	0,003	-	-	<i>Bothriochloa laguroides</i>	-	0,007
<i>Nicotiana glauca</i>	-	-	0,001	+	-	-	<i>Brassica campestris</i>	-	+
<i>Ocotea spp.</i>	0,001	-	-	-	-	-	<i>Bromus sp.</i>	-	0,002
Palmae	-	+	-	-	-	+	Compositae sp. 1	-	-
<i>Passiflora coerulea</i>	-	+	0,003	-	-	+	Compositae sp. 2	-	+
<i>Ricinus communis</i>	0,005	0,001	0,011	0,005	0,001	0,011	Compositae sp. 3	-	-
							Compositae sp. 4	-	+

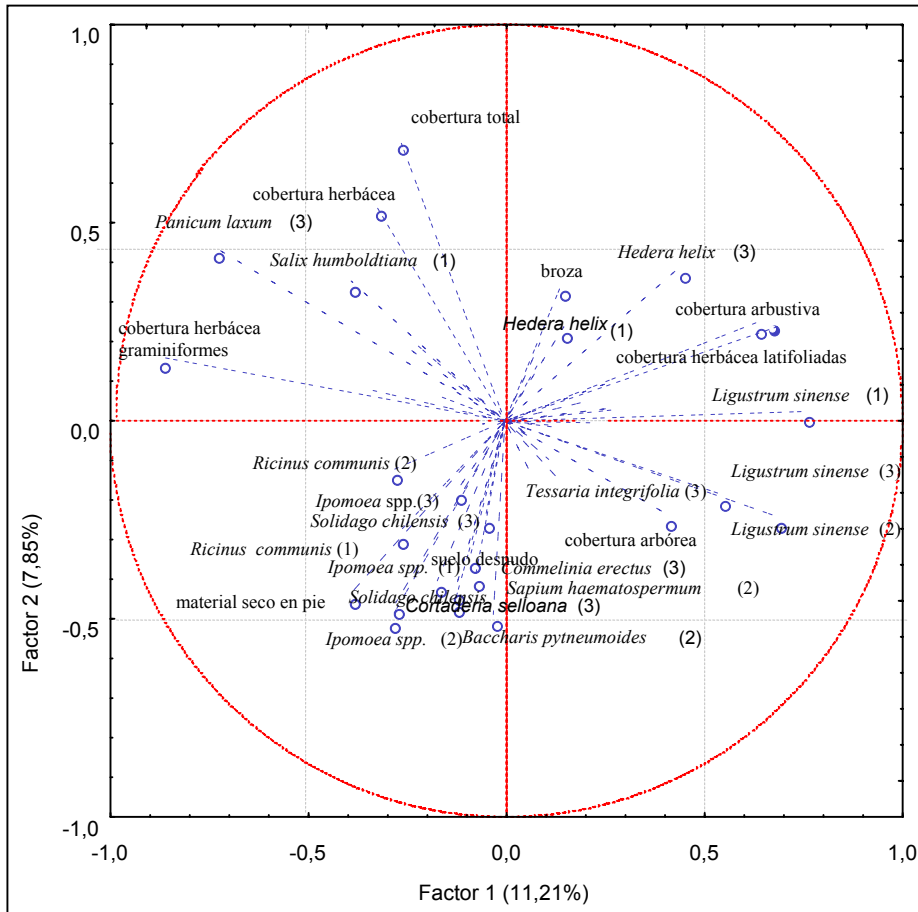
Anexo 5. Continuación.

Estrato herbáceo (cont.)	BA		PC		MR		BA	PC		MR			
	-	+	-	+	-	+		-	+	-	+		
Compositae sp. 5	-	-	-	+	<i>Lantana megapotamica</i>	0,001	0,001	0,001	0,001	<i>Rotis termis corniculata</i>	-	0,001	-
Compositae sp. 6	-	-	0,001	leguminosae sp.1	-	+	0,002	<i>Sapium haematospermum</i>	-	-	-	+	
<i>Carduus acanthoides</i>	+	0,009	0,001	Leguminosae sp.4	-	-	+	<i>Schizachyrium microstachyum</i>	-	0,022	-	-	
<i>Cayaponia bonariensis</i>	-	+	-	Leguminosae sp.5	-	+	-	<i>Scirpus spp.</i>	-	+	-	-	
<i>Centaurea spp.</i>	-	+	-	Leguminosae sp. 6	-	-	0,001	<i>Senecio madagascariensis</i>	-	-	-	+	
<i>Chloris gayana</i>	-	-	-	<i>Ligustrum lucidum</i>	0,001	-	-	<i>Senecio spp.</i>	-	-	0,001	-	
<i>Commelinia erecta</i>	0,017	-	+	<i>Ligustrum sinense</i>	0,066	+	+	<i>Sesbania virgata</i>	-	+	-	-	
<i>Cortaderia selloana</i>	0,086	0,583	0,209	Malvaceae	-	+	+	<i>Setaria viridis</i>	-	0,034	0,01	-	
<i>Cynodon dactylon</i>	-	0,022	0,016	<i>Melilotus albus</i>	-	0,012	0,018	<i>Sida rhombifolia</i>	-	+	-	-	
<i>Dipsacus fullonum</i>	-	0,022	0,001	Musci sp. 1	-	0,001	+	Solanaceae	-	0,005	+	-	
<i>Ephedra spp.</i>	-	0,002	-	<i>Nicotiana glauca</i>	-	-	+	<i>Solanum spp.</i>	-	-	0,001	-	
<i>Erythrina crista-galli</i>	-	-	-	<i>Ocotea spp.</i>	+	-	-	<i>Solidago chilensis</i>	0,001	0,004	0,003	-	
<i>Eupatorium</i>	-	-	+	Panicaceae sp. 1	-	-	-	<i>Solidago sp.</i>	-	0,001	-	-	
<i>Eupatorium candollaenum</i>	-	0,001	-	<i>Panicum laxum</i>	0,289	-	0,065	<i>Sorghum halepense</i>	-	0,003	-	-	
<i>Eupatorium inulaefolium</i>	-	+	-	<i>Panicum sp.</i>	-	+	-	<i>Sorghum pyramidalis</i>	-	-	0,002	-	
<i>Euphorbia serpens</i>	-	0,006	-	<i>Paspalum spp.</i>	-	0,001	-	<i>Stipa hyalina</i>	-	0,002	-	-	
<i>Euphorbia sp.</i>	-	0,002	-	<i>Passiflora coerulea</i>	+	+	+	<i>Stipa neesiana</i>	-	0,005	-	-	
Festuceae	-	0,009	0,001	<i>Physalis viscosa</i>	-	+	-	<i>Taraxacum sp.</i>	-	-	+	-	
<i>Galium spp.</i>	+	-	+	<i>Picris echinodes</i>	-	-	0,011	<i>Taraxacum officinale</i>	-	+	0,002	-	
Gramineae spp.	-	0,03	0,009	<i>Rapanea spp.</i>	+	+	-	<i>Taraxacum spp.</i>	-	+	-	-	
<i>Hedera helix</i>	0,178	-	-	<i>Raphanus sativus</i>	-	-	0,015	<i>Tessaria integrifolia</i>	0,007	-	-	-	
<i>Ipomoea spp.</i>	0,01	0,01	0,073	<i>Ricinus communis</i>	+	-	0,002	<i>Tradescantia spp.</i>	0,005	-	-	-	

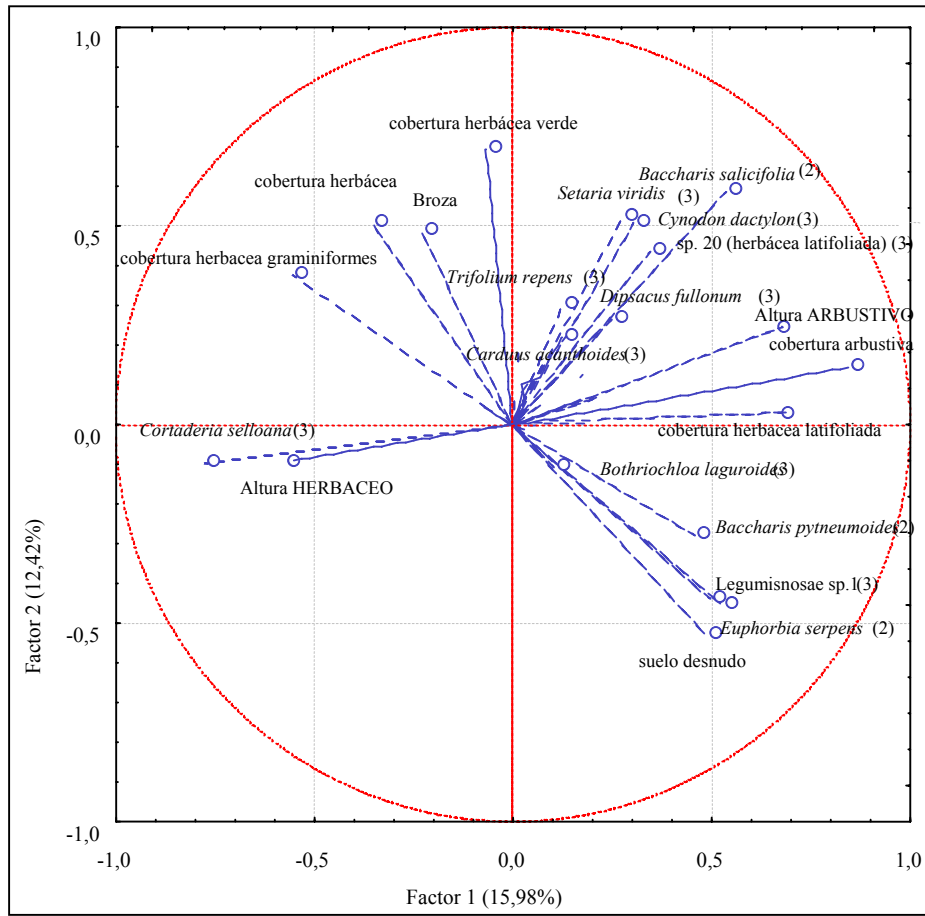
Anexo 5. Continuación.

Estrato herbáceo	BA	PC	MR
<i>Trifolium argentinense</i>	-	-	+
<i>Trifolium repens</i>	-	0,0080,031	
<i>Trifolium spp.</i>	-	+	0,006
<i>Tragia volubilis</i>	-	+	-
<i>Verbena spp.</i>	-	+	0,001
sp.7 (enredadera)	0,022	-	-
sp. 11 (enredadera)	-	+	-
sp. 16 (herbácea latifoliada)	-	+	-
sp. 19 (herbácea latifoliada)	-	0,003	-
sp. 20 (herbácea latifoliada)	-	0,0060,001	
sp. 40 (herbácea latifoliada)	-	+	-

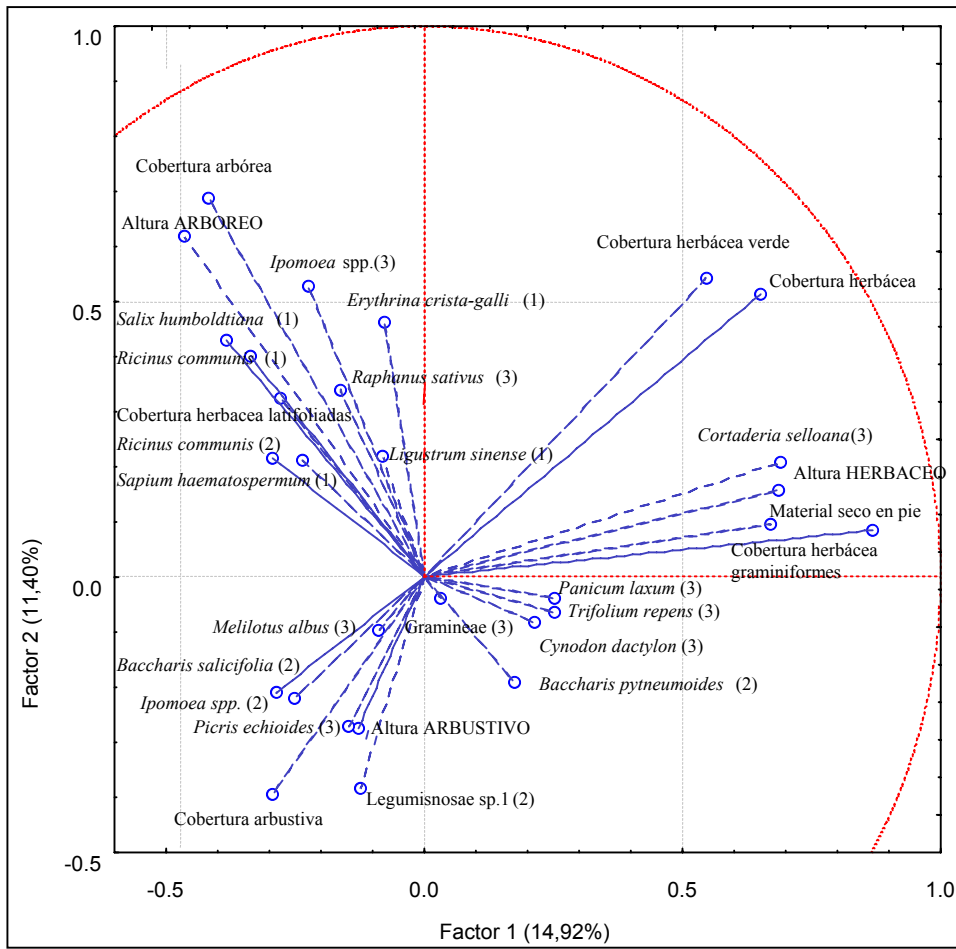
Anexo 6. Análisis de componentes principales para las variables estructurales del hábitat en el bosque de alisos.



Anexo 7. Análisis de componentes principales para las variables estructurales del hábitat en el pastizal de cortaderas.



Anexo 8. Análisis de componentes principales para las variables estructurales del hábitat en el matorral ribereño.



Anexo 9. Valores promedios de las variables de hábitat y coberturas vegetales por especie de las transectas de captura de roedores en el Parque de los Niños: 1= comunidad vegetal ribereña (7 parcelas), 2= comunidad vegetal ribereña (7 parcelas), 3= comunidad vegetal ribereña (18 parcelas). (-) especie ausente, (+) especie presente con cobertura promedio menor a 0,001.

Variables estructurales del hábitat	Transecta			Especie	Transecta		
	3	2	1		3	2	1
Altura ARBÓREO (m)	3,611	8,5	21,5	<i>Ipomoea cairica</i>	0,013	0,006	0,001
Altura ARBUSTIVO (m)	1,539	2,543	1,829	<i>Melia azedarach</i>	-	0,038	0,036
Altura HERBACEO (m)	0,237	0,371	0,817	<i>Nicotiana glauca</i>	0,004	-	-
Cobertura arbórea	0,098	0,121	0,132	<i>Ricinus communis</i>	0,067	0,016	0,016
Cobertura arbustiva	0,116	0,151	0,132	<i>Salix humboldtiana</i>	-	0,05	0,021
Cobertura herbácea	0,32	0,523	0,516	<i>Sapium haematospermum</i>	0,003	-	-
Cobertura herbácea graminiformes	-	-	0,234	<i>Tragia volubilis</i>	-	0,001	-
Cobertura herbácea latifoliadas	0,312	0,509	0,269	sp. 17 (árbol)	0,001	-	-
Material seco en pie	0,001	-	0,174	sp. 26 (herbácea latifoliada)	0,003	0,001	-
Cobertura herbácea verde	0,199	0,388	0,204	Coberturas en el estrato arbustivo por taxón			
Broza	0,264	0,319	0,95	<i>Alasino sp.</i>	-	0,001	-
Suelo desnudo	0,389	0,163	0,05	<i>Araujia mezopotamica</i>	-	0,001	-
Coberturas en el estrato arbóreo por taxón	Coberturas en el estrato arbustivo por taxón						
<i>Araujia mesopotamica</i>	-	0,001	-	<i>Baccharis pygmaeoides</i>	0,001	0,004	0,004
<i>Bauhinia candicans</i>	-	-	-	<i>Bauhinia candicans</i>	-	-	0,002
<i>Cinnamomun glanduliferum</i>	-	0,003	-	<i>Celtis iguanea</i>	0	0,007	0,007
<i>Citharexylum sp.</i>	0,003	-	-	<i>Dipsacus fullorum</i>	0,008	0,073	0,074
<i>Erythrina christa-galli</i>	0,004	0,004	0,014	<i>Eupatorium</i>	-	0,001	-
<i>Eucaliptus cinerea</i>	-	-	0,043	<i>Ipomoea alba</i>	-	-	-
				<i>Leguminosae sp.1</i>	0,007	-	-

Anexo 9. Continuación.

Coberturas en el estrato arbustivo por taxón	Transecta			Taxón	Transecta		
	3	2	1		3	2	1
Malvaceae	-	0,029	-	<i>Panicum laxum</i>	-	-	0,001
<i>Nicotiana glauca</i>	0,001	-	-	<i>Petroselinum crispum</i>	-	-	0,007
<i>Ricinus communis</i>	0,083	0,013	0,011	<i>Raphanus sativus</i>	0,03	-	-
<i>Tragia volubilis</i>	-	0,001	0,009	<i>Ricinus communis</i>	0,003	0,001	-
sp. 27 (herbácea latifoliada)	-	0,001	0,007	<i>Sesbania virgata</i>	-	0,001	-
	-	0,001	0,007	<i>Setaria viridis</i>	-	0,003	0,003
Coberturas en el estrato herbáceo por taxón				<i>Solanum deltaicum</i>	0	0,007	-
				<i>Solidago chilensis</i>	-	0,001	0,001
<i>Ammi majus</i>	-	-	0,036	<i>Sorghum pyramidalis</i>	-	-	0,23
<i>Arundo donax</i>	-	0,001	0,001	<i>Trifolium repens</i>	0,001	0,001	-
<i>Baccharis pyneunoides</i>	0,001	0,001	-	<i>Melilotus albus</i>	0	-	-
<i>Bowlesia incana</i>	-	-	0,007	<i>Trifolium spp.</i>	0,044	-	-
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0,001	-	<i>Tragia volubilis</i>	-	-	0,003
<i>Dipsacus fullorum</i>	0,17	0,221	0,059	sp. 18 (herbácea latifoliada)	-	-	-
<i>Eryngium pandanifolium</i>	-	-	0,001	sp. 28 (herbácea latifoliada)	-	0,003	-
<i>Eupatorium</i> sp.	-	0,001	-	sp. 29 (herbácea latifoliada)	0,017	-	-
<i>Euphrasia</i> sp.	0,044	0,272	0,014	sp. 30 (herbácea latifoliada)	-	-	0,137
<i>Ipomoea cairica</i>	0,008	0,008	0,016				
Compositae sp. 4	0	0,001	-				
<i>Ligustro lucidum</i>	-	0,001	-				
Musci sp. 1	0,001	-	-				

Anexo 10. Valores promedios de las variables de hábitat y coberturas vegetales por especie de las transectas de captura de roedores en el Parque Roca: 1= comunidad vegetal ribereña del arroyo Cildañez (14 parcelas), 2= comunidad vegetal a orillas de la laguna del parque (9 parcelas), 3= comunidad vegetal vecina a la laguna (12 parcelas). (-) especie ausente, (+) especie presente con cobertura promedio menor a 0,001.

Variables estructurales del hábitat	Transecta			Transecta	Transecta		
	3	2	1		3	2	1
Altura ARBÓREO (m)	4,37	2,72	4,68	<i>Ricinus communis</i>	-	-	0,005
Altura ARBUSTIVO (m)	2,04	-	1,89	<i>Salix humboldtiana</i>	0,005	-	0,023
Altura HERBACEO (m)	1,73	0,82	0,72	<i>Sapium haematospermum</i>	-	-	0,007
Cobertura arbórea	0,302	0,047	0,411	sp. 11 (enredadera)	-	0,002	-
Cobertura arbustiva	0,52	0,288	0,119	sp. 26 (herbácea latifoliada)	0,158	-	0,121
Cobertura herbácea	0,135	0,327	0,476	Coberturas en el estrato arbustivo por taxón			
Cobertura herbácea graminiformes	0,069	0,183	0,171	<i>Ammi majus</i>	-	-	0
Cobertura herbácea latifoliadas	0,712	0,241	0,349	<i>Baccharis salicifolia</i>	-	-	0,007
Material seco en pie	0,012	-	0,002	<i>Ipomea cairica</i>	-	-	0,006
Cobertura herbácea verde	0,105	0,267	0,392	<i>Lantana megapotamica</i>	0,003	-	-
Broza	0,942	0,722	0,751	<i>Malva sp.</i>	-	-	0,057
Suelo desnudo	0,058	0,178	0,1	Malvaceae	0	-	-
Coberturas en el estrato arbóreo por taxón							
<i>Arundo donax</i>	0,002	-	0,011	<i>Morus spp.</i>	-	0,011	-
<i>Cetils tala</i>	-	0,011	-	<i>Ricinus communis</i>	0,245	0,144	0,042
<i>Cinnamomun spp</i>	-	-	0,029	<i>Sapium haematospermum</i>	0,017	-	0,004
<i>Ipomea cairica</i>	0,004	-	-	<i>Solidago chilensis</i>	-	-	0
<i>Morus alba</i>	0,002	0,034	0,013	sp. 11 (enredadera)	0,09	-	0,194
<i>Morus spp.</i>	0,033	-	-	Coberturas en el estrato herbácea por taxón			
<i>Phytolacca dioica</i>	0,008	-	-	<i>Ammi majus</i>	-	-	0,007

Anexo 11. Valores promedios de las variables de hábitat y coberturas vegetales por especie de las transectas de captura de roedores en el Parque de la Facultad de Agronomía y Veterinaria: 1= borde de alambrado (10 parcelas), 2= borde de cultivo (5 parcelas), 3= borde de alambrado (7 parcelas), 4= borde de alambrado (4 parcelas), 5= borde de alambrado (10 parcelas) y 6= terraplén del ferrocarril (4 parcelas). (-) especie ausente, (+) especie presente con cobertura promedio menor a 0,001.

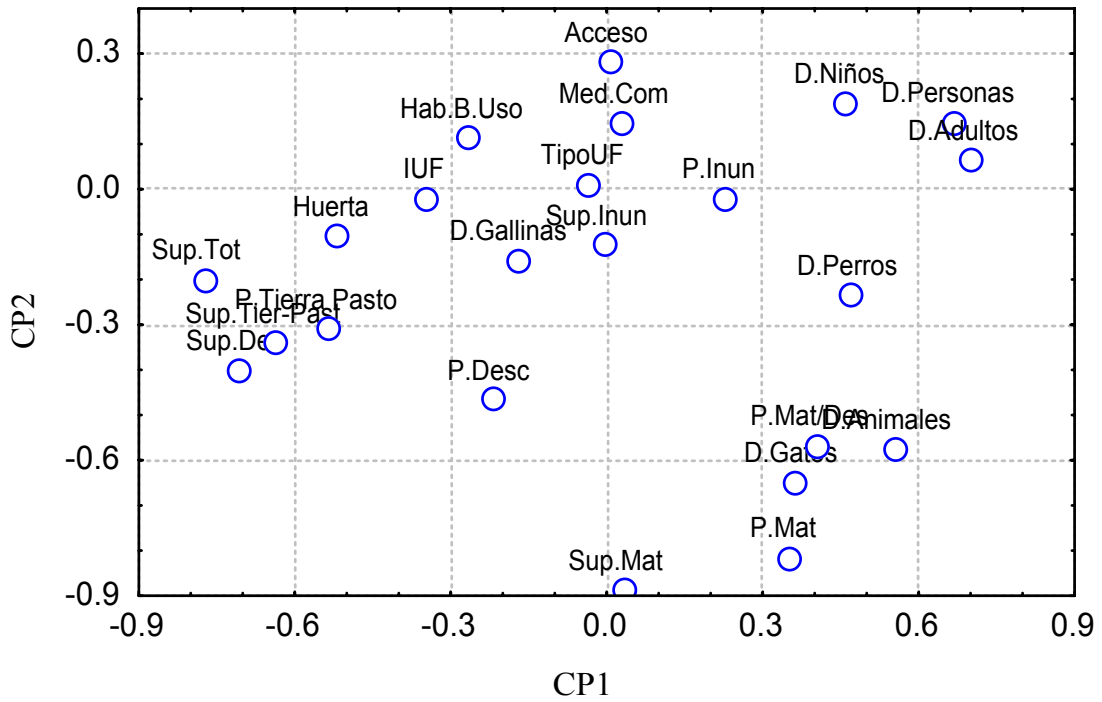
Variables estructurales del hábitat	Transecta													
	6	5	4	3	2	1								
Altura ARBÓREO (m)	6	-	12,5	-	-	1,1	sp. 21 (árbol)	-	-	-	-	-	0,08	
Altura ARBUSTIVO (m)	-	-	-	-	-	0,4	Coberturas en el estrato arbustivo por taxón	-	-	-	-	-	-	
Altura HERBACEO (m)	0,725	1,03	0,975	1,586	1,74	1,58	<i>Baccharis spp.</i>	-	-	-	-	-	0,11	
Cobertura arbórea	0,375	-	0,188	-	-	0,26	Coberturas en el estrato herbáceo por taxón	-	-	-	-	-	-	
Cobertura arbustiva	-	-	-	-	-	0,11	<i>Acer negundo</i>	0,013	-	-	-	-	-	
Cobertura herbácea	0,78	1	1	1	0,871	0,861	<i>Ammi majus</i>	-	0,001	-	0,001	-	-	
Cobertura herbácea graminiformes	0,125	0,678	0,15	0,614	0,07	0,635	<i>Arundo donax</i>	-	-	-	-	-	0,19	
Cobertura herbácea latifoliadas	0,655	0,372	0,85	0,4	0,8	0,357	<i>Arachis hypogea</i>	-	-	-	0,129	-	-	
Material seco en pie	-	-	-	-	-	0,436	0,03	<i>Baccharis spp.</i>	-	-	-	-	-	0,1
Cobertura herbácea verde	0,78	1	1	1	0,436	0,861	<i>Bromus sp.</i>	-	0,01	-	0,014	-	-	
Broza	1	1	1	0,943	0,5	1	<i>Carduus acanthoides</i>	0,325	0,001	-	-	-	-	
Suelo desnudo	-	-	-	-	0,057	0,5	<i>Cortaderia selloana</i>	-	-	-	0,014	-	-	
Coberturas en el estrato arbóreo por taxón														
<i>Acer negundo</i>	0,25	-	-	-	-	-	<i>Cucurbita maxima</i>	-	-	0,025	-	-	-	
<i>Arundo donax</i>	-	-	-	-	-	0,03	<i>Chenopodium quinoa</i>	-	-	-	-	-	-	
<i>Citrus aurantifolia</i>	-	-	-	-	-	0,08	<i>Dipsacus fullonum</i>	-	0,011	-	-	-	-	
<i>Ipomoea alba</i>	-	-	-	-	-	0,06	Gramineae sp.1	0,125	0,65	0,126	0,014	-	0,4	
<i>Ipomoea cairica</i>	-	-	-	-	-	0,01	<i>Helianthus annuus</i>	-	-	-	-	-	0,41	
<i>Ligustrum lucidum</i>	-	-	0,013	-	-	-	<i>Ipomoea cairica</i>	0,05	-	0,575	-	0,001	0,011	
<i>Melita azaderach</i>	0,125	-	0,15	-	-	-	Leguminosae sp.2	0,013	-	-	-	-	0,01	
<i>Populus spp.</i>	-	-	0,025	-	-	-	<i>Lycopersicum esculentum</i>	-	0,01	0,225	-	-	-	

Anexo 11. Continuación.

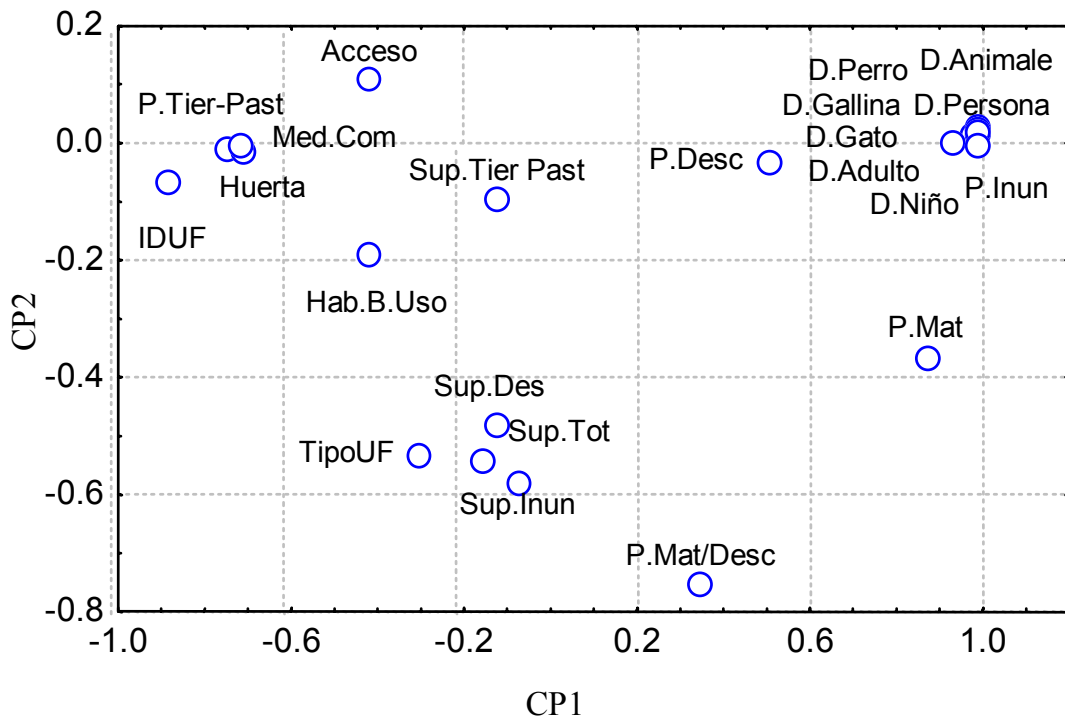
Coberturas específicas en el estrato herbáceo	Transecta						
	6	5	4	3	2	1	
<i>Paspalum spp.</i>	-	0.015	-	0.114	-	0.002	-
<i>Passiflora coerulea</i>	-	-	-	-	-	0.025	-
<i>Senecio spp.</i>	-	0.001	0.025	-	0.06	-	-
<i>Solidago chilensis</i>	-	0.056	0.025	-	-	0.002	-
<i>Sorghum halepense</i>	-	0.153	-	0.229	0.01	0.001	-
<i>Stipa hyalina</i>	-	-	-	-	-	0.001	-
<i>Taraxacum officinale</i>	-	0.006	-	0.014	-	-	-
<i>Trifolium repens</i>	-	0.011	-	-	0.01	0.003	-
<i>Trifolium spp.</i>	-	0.002	-	-	-	0.005	-
<i>Urtica urens</i>	0.005	-	-	-	-	-	-
<i>Zea mays</i>	-	-	-	-	0.32	-	-
sp. 22 (herbácea latifoliada)	-	0,1	-	-	-	-	-
sp. 23 (herbácea latifoliada)	0,25	0,09	-	-	-	-	-
sp. 24 (herbácea latifoliada)	-	-	-	-	-	0.1	-
sp. 25 (herbácea latifoliada)	-	-	-	0.257	-	0.033	-

Anexo 12. Análisis de Componentes Principales con las variables de hábitat a escala de microhábitat e n los ambientes residenciales. Las abreviaciones de las variables corresponden a la tabla IV.8.

Villa 31



Mataderos



Anexo 13. Éxito de captura, éxito de captura por peso medio en gramos de cada especie (biomasa) y esfuerzo de captura por especie, época y unidad de paisaje.

	<i>C. musculus</i>	<i>D. kemp</i>	<i>O. flavescens</i>	<i>C. aperea</i>	<i>M. domesticus</i>	<i>R. norvegicus</i>	<i>R. rattus</i>	Total	Trampas Sherman noche	Trampas Jaulas noche	
RECS	Primavera 02	0,007	0,002	0,020	0,002	0,036	0,002	0,000	0,062	450	450
	Otoño 04	0,000	0,015	0,004	0,002	0,002	0,000	0,000	0,022	540	540
	Invierno 04	0,000	0,033	0,027	0,002	0,008	0,000	0,000	0,069	522	470
	Primavera 04	0,000	0,028	0,032	0,004	0,002	0,000	0,000	0,066	535	496
	Verano 05	0,000	0,041	0,009	0,000	0,002	0,002	0,000	0,054	535	515
	Total	0,001	0,024	0,015	0,002	0,003	0,000	0,000	0,045	2132	2021
	Biomasa	0,024	0,624	0,427	1,044	0,056	0,162	0,000	2,337		
Parques	Otoño 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,042	0,162	0,000	0,203	168	130
	Invierno 04	0,000	0,000	0,000	0,049	0,000	0,014	0,000	0,063	175	142
	Primavera 04	0,000	0,000	0,018	0,005	0,002	0,059	0,000	0,084	433	410
	Verano 05	0,000	0,000	0,000	0,000	0,085	0,000	0,004	0,089	258	258
	Total	0,000	0,000	0,008	0,010	0,029	0,050	0,001	0,097	1034	940
	Biomasa	0,000	0,000	0,224	6,176	0,595	20,000	0,305	27,300		
Villa 31	Primavera 03	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	Verano 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,022	0,136	0,000	0,158	273	264
	Otoño 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,202	0,043	0,000	0,245	99	141
	Invierno 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,031	0,000	0,039	234	228
	Total	0,000	0,000	0,000	0,000	0,046	0,077	0,000	0,124	606	633
	Biomasa	0,000	0,000	0,000	0,000	0,947	30,964	0,000	31,911		
Mataderos	primavera 03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,023	0,023	124	88
	Invierno 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,008	288	258
	Primavera 04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,012	0,012	0,024	303	249
	Verano 05	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,042	0,042	337	353
	Otoño 05	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,007	306	276
	Total	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,020	0,022	1358	1224
	Biomasa	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,980	5,627	6,608		

- Busch, M., Cavia, R., Carbajo, A., Bellomo, C., Gonzalez Capria, S., y Padula, P. (2004).** Spatial and temporal analysis of the distribution of Hantavirus Pulmonary Syndrome (HPS) in Buenos Aires Province, and its relation to rodent distribution, agricultural and demographic variables. *Tropical Medicine & International Health.*, 9(4): 508-519.
- Bustamante, J. (1996).** Predictive models for lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation*, 80: 153-160.
- Crawley, M. J. (1993).** *GLIM for Ecologists*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. págs.
- Hays, R. L., Summers, C., y Seitz, W. (1981).** *Estimating wildlife habitat variables*: U.S.D.I. Fish and Wildlife Service. 111 págs.
- Krebs, C. J. (1988).** The experimental approach to rodent population dynamics. *Oikos*, 52: 143-149.
- McCullagh, P., y Nelder, J. A. (1999).** *Generalized Linear Models*. Boca Raton: CRC Press. págs.
- Nicholls, A. O. (1991).** Examples of the use of Generalised Linear Models in Analysis of Survey Data for Conservation Evaluation. En C. R. Margules y M. P. Austin (Eds.), *Nature conservation: Cost effective biological surveys and data analysis* (pp. 54-63). East Melbourne: CSIRO Australia.

BIBLIOGRAFÍA

- Acha, N. P. (1986).** *Zoonosis y enfermedades transmitibles al hombre y a los animales*. Washington: Organización Panamericana de la Salud.
- Advani, R. (1995).** Mouse populations and their control in New York City. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 36(1): 135-141.
- Anónimo. (1997).** *Mechanical rodent proofing techniques. A training guide for National Park Service Employees*. Washington, D.C. 20013-7127: U.S. Department Interior National Park Service. 54 págs.
- Aplin, K. P., Brown, P. R., Jacob, J., Krebs, C. J., y Singleton, G. R. (2003).** *Field methods for rodent studies in Asia and the Indo-Pacific*. Canberra: Australian Center for International Agricultural Research. 223 págs.
- Arango, J., Cittadino, E., Agostini, A., de Mazzonelli, G. D., Alvarez, C., Colusi, M., Koval, A., Cabrera Britos, A., y Kravetz, F. O. (2001).** Prevalencia de leptospirosis en *Rattus rattus* y *Rattus norvegicus* en el Gran Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 11: 25-30.
- Bailey, T., y Gatrell, A. (1995).** *Interactive Spatial Data Analysis*. Edinburgh: Addison Westey Longman Limited. 413 págs.
- Bajomi, D. (1993).** Chronology of a rat control programme with lasting success. *Public Health*, 10: 14-19.
- Bajomi, D., y Sasvári, K. (1986).** *Results of eight years examination of the habitats of residual urban Norway rat populations after eradication*. Presentado en Twelfth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California.
- Baker, P. J., Dodds, P. A. A., Webber, C. E., y Harris, S. (2003).** Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33(1): 95-100.
- Battersby, J. E., y Greenwood, J. J. D. (2004).** Monitoring terrestrial mammals in the UK: past, present and future, using lessons from the bird world. *Mammal Review*, 34(1-2): 3-29.
- Battersby, S. A., Parsons, R., y Webster, J. P. (2002).** Urban rat infestations and the risk to public health. *Journal of Environmental Health Research*, 1(2): 4-12.
- Beaver, B. V., Reed, W., Leary, S., McKiernan, B., Bain, F., Shultz, R., y Bennett, B. T. (2001).** Report of the AVMA panel on euthanasia. *Journal of American Veterinary Medical Association*, 218(5): 669-696.
- Begon, M. (1979).** *Investigating Animal Abundance: Capture-recapture for biologist*. London: Edward Arnold. 97 págs.

- Begon, M., Harper, J. L., y Townsend, C. R. (1987).** *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades* (M. Costa, Trans.). Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 863 págs.
- Bilenca, D. N., Busch, M., Gómez Villafañe, I. E., Miño, M. H., Pardiñas, U. F. J., Podestá, D., y Suárez, O. V. (en prensa).** *Roedores murinos introducidos: ratas (*Rattus norvegicus* y *Rattus rattus*) y ratones (*Mus domesticus*)*. Buenos Aires. págs.
- Bilenca, D. N., y Kravetz, F. O. (1995).** Daños a maíz por roedores en la Región Pampeana (Argentina), y un Plan para su Control. *Vida Silvestre Neotropical (Costa Rica)*, 4: 51-57.
- Blackwell, G. L., Potter, M. A., y McLennan, J. A. (2002).** Rodent density indices from tracking tunnels, snap-traps and Fenn traps: do they tell the same story? *New Zealand Journal of Ecology*, 26(1): 43-51.
- Bock, C. E., Vierling, K. T., Haire, S. L., Boone, J. D., y Merkle, W. W. (2002).** Patterns of Rodent Abundance on Open-Space Grasslands in Relation to Suburban Edges. *Conservation Biology*, 16(6): 1653-1658.
- Bonaventura, S. M., y Kravetz, F. O. (1989).** Relación roedor-vegetación: importancia de la disponibilidad de cobertura verde para *Akodon azarae* durante el invierno. *Physis, Secc. C*, 47: 1-5.
- Bonaventura, S. M., Pancotto, V., Madanes, N., y Vicari, R. (2003).** Microhabitat use and density of sigmodontine rodents in *Spartina densiflora* freshwater marshes, Argentina. *Mammalia*, 67(3): 367-377.
- Bonaventura, S. M., Piantanida, M. J., Gurini, L. B., y Sánchez López, M. I. (1991).** Habitat selection in population of cricetine rodents in the region Delta (Argentina). *Mammalia*, 55(3): 339-354.
- Bronner, G., y Meester, J. (1987).** Comparison of methods for estimating rodent numbers. *Sud Africa Journal of Wildlife Research*, 17(2): 59-63.
- Brown, J. S. (1988).** Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22: 37-47.
- Brown, K. P., Moller, H., Innes, J., y Alterio, N. (1996).** Calibration of tunnel tracking rates to estimate relative abundance of ship rats (*Rattus rattus*) and mice (*Mus musculus*) in a New Zealand forest. *New Zealand Journal of Ecology*, 20(2): 271-275.
- Brown, P. R., Davies, M. J., Croft, J. D., y Singleton, G. R. (2003a).** Impact of farm management practices on house mouse populations and crops in an irrigated farming system. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.

- Brown, P. R., Nguyen, P. T., Singleton, G. R., Nguyen, V. T., Tran, Q. T., y Le, T. H. (2003b).** Impact of village-level rodent control practices on rodent populations and rice crops in Vietnam. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Brownie, C., Hines, J. E., y Nichols, J. D. (1986).** Constant - parameter capture - recapture models. *Biometrics*, 42: 561-574.
- Busch, M. (1986).** Identificación de algunas especies de pequeños mamíferos de la provincia de Buenos Aires mediante características de sus pelos. *Physis (Buenos Aires)*, 44(107): 113-118.
- Busch, M., Bilenca, D. N., Cittadino, E. A., y Cueto, G. R. (2005).** Effect of removing a dominant competitor, *Akodon azarae* (Rodentia, Sigmodontinae) on community and population parameters of small rodent species in Central Argentina. *Austral Ecology*, 30: 168-178.
- Busch, M., y Kravetz, F. O. (1992).** Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system. I. Spatial and numerical relationships. *Mammalia*, 56: 45-56.
- Cabrera, A. L. (1994).** *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. (Vol. Tomo II, Fascículo 1.). Buenos Aires: Editorial Acme S.A.C.I.
- Calderón, G. (2003).** Zoonosis transmitidas por roedores. En *Manual de control de roedores en municipios* (Vol. 4, págs. 47-56). Buenos Aires: Fundación Mundo Sano.
- Carballal, G. (1982).** Últimos adelantos en Fiebre Hemorrágica Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 42: 693-697.
- Castellarini, F., y Polop, J. (2002).** Effects of extra food on population fluctuation patterns of the muroid rodent *Calomys venustus*. *Austral Ecology*, 27(3): 273-283.
- Castillo, E., Priotto, J., Ambrosio, A. M., Provensal, M. C., Pini, N., Morales, M. A., Steinmann, A., y Polop, J. J. (2003).** Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52(3): 135-141.
- Ceruti, R., Ghisleni, G., Ferretti, E., Cammarata, S., Sonzogni, O., y Scanziani, E. (2002).** Wild rats as monitors of environmental lead contamination in the urban area of Milan, Italy. *Environmental Pollution*, 117(2): 255-259.
- Chani, J. M. (1980).** *Guía de métodos de captura para el estudio de los vertebrados*. Mar del Plata: Universidad de Mar del Plata. 43 págs.

- Channon, D., Cole, M., y Cole, L. (2000).** A Long-term study of *Rattus norvegicus* in the London Borough of Enfield using returns as an indicator of sewer population levels. *Epidemiol. Infect.*, 125: 441-445.
- Chehébar, C., y Martín, S. (1989).** Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. *Doñana Acta Vertebrata*, 16(2): 247-291.
- Chernousova, N. F. (2001).** Specific Features of the Dynamics of Murine Rodent Communities under the Effects of Urbanization: 1. Dynamics of Species Composition and Abundance. *Russian Journal of Ecology*, 32(2): 122-125.
- Chernousova, N. F. (2002).** Specific Features of the Dynamics of Murine Rodent Communities under the Effects of Urbanization: 2. Maintenance of Population Size. *Russian Journal of Ecology*, 33(1): 23-27.
- Childs, J. E., McLafferty, S. L., Sadek, R., Miller, G. L., Khan, A. S., DuPree, E. R., Advani, R., Mills, J. N., y Glass, A. G. (1998).** Epidemiology of rodent bites and prediction of rat infestation in New York city. *American Journal of Epidemiology*, 148(1): 78-87.
- Cittadino, E. A., Carli, P. D., Busch, M., y Kravetz, F. O. (1994).** Effects of food supplementation on rodents in winter. *Journal of Mammalogy*, 75: 446-453.
- Colvin, B. A., y Jackson, W. B. (1999b).** Urban rodent control programs for the 21st century. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, H. Leirs y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (págs. 243-258). Camberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Coto, H. (1997).** *Biología y control de ratas sinantrópicas*. Buenos Aires: Editorial Abierta. 207 págs.
- Coto, H. (2001).** *Determinación de áreas de riesgo con la presencia de roedores en la ciudad Autónoma de Buenos Aires*. Maestría, Universidad de San Martín, Buenos Aires. 6 págs.
- Crawley, M. J. (1993).** *GLIM for Ecologists*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 377 págs.
- Crespo, J. A. (1966).** Ecología de una comunidad de roedores silvestres en el partido de Rojas, provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales, Ecología (Buenos Aires)*, 3(1): 79-144.
- Cueto, G. R., Cavia, R., Bellomo, C. M., Padula, P. J., y Suárez, O. V. (2006).** *Seroprevalencia de hantavirus en poblaciones silvestres de Rattus norvegicus y R. Rattus en la ciudad de Buenos Aires, Argentina*. Presentado en Congreso Argentino de Zoonosis, Buenos Aires.
- Cueto, V., y López de Casenave, J. (1999).** Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal fo Biogeography*, 26: 487-492.

- Dadon, J. R., Rodríguez, M. C., Ambas, A., y Busch, M. (2005).** *Ecología y ciudad. El entorno modelado por el hombre*. Buenos Aires: Aula taller. 69 págs.
- Daniel, W. W. (1978).** *Applied Nonparametric Statistics*. Boston: Houghton Mifflin Company. 503 págs.
- Davis, D. E. (1951a).** A comparison of reproductive potential of two rat populations. *Ecology*, 32: 469-475.
- Davis, D. E. (1951b).** The relation between level of population and size and sex of norway rats. *Ecology*, 32: 459-461.
- Davis, D. E. (1951c).** The relation between the level of population and the prevalence of leptospira, salmonella, and capillaria in norway rats. *Ecology*, 32: 465-468.
- Davis, D. E. (1977).** Advances in rodent control. En *Zeitschrift fur Angewandte Zoologie* (págs. 193-211). Berlin: Duncker & Humblot.
- Day, M. G. (1966).** Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoat and weasels. *Journal of Zoology (London)*, 148: 201-217.
- de Francesco, M. V. (2001).** *Diagnóstico de las reservas naturales urbanas del área metropolitana de Buenos Aires*. Presentado en Primeras Jornadas Nacionales sobre Reservas Naturales Urbanas, Buenos Aires.
- De Pietri, D. E., y Karszenbaum, H. (2000).** *Aportes de la teledetección en la distribución y características de la vegetación urbana en la Ciudad de Buenos Aires*. Presentado en IX Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Misiones, Argentina.
- De Villafañe, G., Bonaventura, S. M., Bellocq, M. I., y Percich, R. (1988).** Habitat selection, social structure, density and predation in populations of Cricetine rodents in the pampa region of Argentina and the effects of agricultural practices on them. *Mammalia*, 3(52): 339-359.
- Dearbon, N. (1939).** Sections aid in identifying hair. *Journal of Mammalogy*, 20: 346-348.
- Dickman, C. R., y Doncaster, C. P. (1989).** The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 58: 119-127.
- Digby, P. G. N., y Kempton, R. A. (1987).** *Multivariate analysis of ecological communities*. London: Chapman & Hall. 206 págs.
- Drummond, D. C. (2001).** Rodents and Biodeterioration. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 48(1): 105-111.
- Ecoparque. (1986).** Buenos Aires. *n°1 y n°2*.

- Ellis, A., Mills, J. N., Childs, J. E., Muzzini, M. C., Mckee, K. T., Jr, y Glass, G. E. (1997).** Structure and floristics of habitats associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentine. *Zoology (London)*, 243: 437-460.
- Enria, D., Padula, P., Segura, E. L., Pini, N., Edelstein, A., Posse, C. R., y Weissenbacher, M. C. (1996).** Hantavirus Pulmonary Syndrome in Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 56: 709-711.
- Esri. (1999).** ArcView GIS (Version 3.2a). New York: Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Faggi, A., y Cagnoni, M. (1987).** Parque Costanera Sur: Las comunidades vegetales. *Parodiána*, 5(1): 135-159.
- Fernández, G. J., y Rossi, S. M. (1998).** Medullar type and cuticular scale patterns of hairs of rodents and small marsupials from the Monte Scrubland (San Luis Province, Argentina). *Mastozoología Neotropical*, 5(2): 109-116.
- Fernández, S. M. (2005).** *Implementación y evaluación de un Programa Integral de Control de roedores en un ambiente urbano marginal de la ciudad de Buenos Aires, Argentina*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 38 págs.
- Filion, F. L. (1978).** Increasing the effectiveness of mail surveys. *Wildlife Society Bulletin*, 6(3): 135-141.
- Filion, F. L. (1987).** Encuestas humanas en la gestión de la vida silvestre (B. Orejas Miranda, Trans.). En R. Rodriguez Tarrés (Ed.), *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre* (Fourth Edition ed., págs. 463-477). Maryland: The Wildlife Society, Inc.
- Forman, R., y Godron, M. (1985).** *Landscape Ecology*: Wiley Sons. 618 págs.
- Fretwell, S. D. (1972).** *Populations in a seasonal environment*.: Princeton University Press.
- Galliari, C. A., Berman, W. D., y Goin, F. J. (1991).** Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental. *Situación ambiental de la provincia de Buenos Aires*(5): 1-35.
- Gallopín, G. C. (1982).** Una metodología multivariada para la regionalización ambiental - I. Bases metodológicas. *Ecología Argentina*, 7: 161-176.
- Galtung, J. (1978).** *Teoría y método de la investigación social*. (Quinta edición ed. Vol. 1). Buenos Aires: Editorial Universitaria de Buenos Aires. 205 págs.
- Glass, A. G., Korch, G. W., y Childs, J. E. (1988).** Seasonal and habitat differences in growth rates of wild *Rattus norvegicus*. *Journal of Mammalogy*, 69(3): 587-592.
- Gómez Villafañe, I. E. (2003).** *Estudios de la ecología y epidemiología de Rattus spp. en un ambiente urbano y granjas avícolas del partido de Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, Argentina*. Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 103 págs.

- Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D., Cavia, R., Miño, M. H., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001a).** Environmental factors associated with rodent infestations in Argentine poultry farms. *British Poultry Science*, 42(3): 300-307.
- Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D. N., Cavia, R., y Busch, M. (2003).** Intra-farm variation of rodent infestations on poultry farms of central Argentina. *British Poultry Science*, 44(5): 669-673.
- Gómez Villafañe, I. E., Bilenca, D. N., Cavia, R., Miño, M. H., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001b).** Environmental factors associated with rodent infestation in Argentine poultry farms. *British Poultry Science*, 42: 300-307.
- Gómez Villafañe, I. E., Miño, M. H., Cavia, R., Hodara, K., Courtalón, P., Suárez, O. V., y Busch, M. (2005).** *Guía de roedores de la provincia de Buenos Aires*. Buenos Aires: LOLA. 100 págs.
- González, E. M., y Pardiñas, U. F. J. (2002).** *Deltamys kempi*. *Mammalian Species*, 711: 1-4.
- González-Romero, A. (1991).** Biología y control de los roedores plaga en la agricultura de México. En *Biología y control de roedores en América Latina: Informe de países* (págs. 1-62). Santiago de Chile: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe.
- Guerrieri, M. L., Priotto, J., y Polop, J. J. (2003).** *Movimientos de Mus domesticus en área urbana*. Presentado en XVIII Jornadas Argentinas de Mastozoología, La Rioja.
- Gurini, L. B. (1985).** *Valor diagnóstico del pelaje y su aplicación al estudio de las interacciones tróficas, con referencia a especies del Delta Bonaerense*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 179 págs.
- Gurnell, J., Lurz, P. P. W., y Pepper, H. (2001).** *Practical Techniques for Surveying and Monitoring Squirrels*. Edinburgh: Forestry Commission Practice Note 11. Forestry Commission.
- Gurnell, J., Lurz, P. W. W., Shirley, M. D. F., Cartmel, S., Garson, P. J., Magris, L., y Steele, J. (2004).** Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain. *Mammal Review*, 34(1-2): 51-74.
- Hawthorne, D. W. (1987).** Daños provocados por animales silvestres y técnicas de control. En R. Rodríguez Tarrés (Ed.), *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre* (Vol. 431-462). Maryland: The Wildlife Society, Inc.
- Hayne, D. W. (1949).** Two methods for estimating population from trapping records. *Journal of Mammalogy*, 30(4): 399-411.
- Hays, R. L., Summers, C., y Seitz, W. (1981).** *Estimating wildlife habitat variables*: U.S.D.I. Fish and Wildlife Service. 111 págs.

- Hercolini, C., Teta, P., y Cueto, G. (2005).** *Roedores depredados por la lechuza del campanario (Tito alba) en la ciudad autónoma de Buenos Aires y oeste del gran Buenos Aires.* Presentado en XX Jornadas Argentina de Mastozoología, Buenos Aires.
- Hill, M. A. (1979).** *Annotated computer output for regression analysis. BMDP Tech. Rep. 48, NIHDDR contract N01-RR-8-2107.*: Sciences Computing Facility, University of California, L.A., California. 79 págs.
- Ieradi, L. A., Cristaldi, M., y De Angelis, R. (1996).** *Rodent pest management. Biological and anthropological aspects.* Presentado en Fifth International Conferenci Rodens and Spatium. Biodiversity and adaptation, Maroc.
- IGM. (1998).** *Atlas geográfico de la República Argentina.* Buenos Aires: Instituto Geográfico Militar. 95 págs.
- INDEC, I. N. d. E. y. C. (1991).** *Censo nacional de población y vivienda, Secretaría de Planeación:* Presidencia de la Nación, República Argentina.
- INDEC, I. N. d. E. y. C. (2001).** *Censo nacional de población y vivienda, Secretaría de Planeación:* Presidencia de la Nación, República Argentina.
- Jackson, W. B. (1998).** Ecology of pest rodents in the urban environment. En R. S. Ambasht (Ed.), *Modern trends in ecology and environment* (págs. 101-113). Leiden: Blackhuys.
- Jacob, J., Sudarmaji, y Singleton, G. R. (2003).** Ecologically based management of rice-field rats on a village scale in West Java: experimental approach and assessment of habitat use. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (págs. 191-196). Camberra: ACIAR.
- Jeganathan, P., Green, R. E., Norris, K., Vogiatzakis, I. N., Bartsch, A., Wotton, S. R., Bowden, C. G. R., Griffiths, G. H., Pain, D., y Rahmani, A. R. (2004).** Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *Journal of Applied Ecology*, 41(2): 224-237.
- Jongman, R. G. H., C.J.F., t. B., y van Tongeren, D. F. R. (1987).** *Data analysis in community and landscape ecology.* Wageningen: Pudoc. 299 págs.
- Kerlinger, F. N. (1988).** Investigación de encuestas. En *Investigación del Comportamiento* (págs. 427-439): Mc Graw-Hill.
- Kotler, B. P. (1997).** Parch use by gerbils in a risky environment: manipulating food and safety to toest four models. *Oikos*, 78: 274-282.
- Kotliar, N. B., y Wiens, J. A. (1990).** Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59: 253-260.

- Kravetz, F. O. (1991).** Biología y control de roedores plagas en Argentina. En *Biología y control de roedores en América Latina: Informe de países* (págs. 1-39). Santiago de Chile: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe.
- Krebs, C. J. (1966).** Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs*, 36: 239-273.
- Krebs, C. J. (1978).** *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance* (Second edition ed.). New York: Harper & Row. 678 págs.
- Krebs, C. J. (1989).** *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row. 653 págs.
- Kückler, A. (1967).** Analyzing the Physiognomy and Structure of Vegetation. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 56: 112-127.
- Langton, S. D., Cowan, D. P., y Meyer, A. N. (2001).** The occurrence of commensal rodents in dwellings as revealed by the 1996 English House Condition Survey. *Journal of Applied Ecology*, 38(4): 699-709.
- Leon, J. C., Burkart, S. E., y Movia, C. P. (1979).** Relevamiento fitosociológico del pastizal del norte de la depresión del salado (Partidos de Magdalena y Brandsen, provincia de Buenos Aires). En *La Vegetación de la República Argentina*. Buenos Aires: Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro Nacional de Recursos Naturales - Bótanica Agrícola.
- Levin, S. A. (1992).** The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6): 1943-1967.
- López, N., Padula, P., Rossi, C., Lázaro, M. E., y Franze-Fernández, M. T. (1996).** Genetic identification of a new hanta-virus causing severe pulmonary syndrome in Argentina. *Virology*, 220: 223-226.
- Macdonald, D. W., Mathews, F., y Berdoy, M. (1999).** The behaviour and ecology of *Rattus norvegicus*: from opportunism to kamikaze tendencies. En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (págs. 49-80). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Macdonald, D. W., y Rushton, S. (2003).** Modelling space use and dispersal of mammals in real landscapes: a tool for conservation. *Journal of Biogeography*, 30(4): 607-620.
- Magurran, A. E. (1988).** *Ecological diversity and its measurement*. London: Croom Helm. 192 págs.
- Maiztegui, J. I., Becker, J. L., y LeDuc, J. W. (1983).** *Actividad de virus de la fiebre hemorrágica de Corea o virusmuroide en ratas del puerto de la Ciudad de Buenos Aires*. Presentado en 28 Reunión Científica Anual de la Sociedad Argentina de Investigación Clínica, Mar del Plata.

- Manly, B. (1991).** *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. London: Chapman and Hall.
- Manly, B. (1996).** RT: a program for randomization testing (Version 2.0). Dunedin: CASM.
- Manly, B. F. J. (1994).** *Multivariate statistical methods. A primer*. London: Chapman & Hall. 215 págs.
- Marsh, R. E. (1994).** Roof Rats. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y G. E. Larson (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (págs. B-125-B-132). California.
- Marshall, P. A., y Murphy, R. G. (2003).** Investigating residents' perceptions of urban rodents in Manchester, UK. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (págs. 473-476). Camberra: ACIAR.
- Martínez, V. P., Colavecchia, S., García Alay, M., Susuki, B., Tricheri, A., Busto, S., Ravinovich, R., y Padula, P. (2001).** Síndrome pulmonar por hantavirus en la Provincia de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 61: 147-156.
- Massoia, E., y Fornes, A. (1967).** Roedores recolectados en la Capital Federal (Caviidae, Cricetidae y Muridae). *IDIA*: 47-53.
- Matteucci, S. D. (1998).** Análisis regional desde la ecología. En S. D. Matteucci y G. D. Buzai (Eds.), *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial* (Vol. 21, págs. 117-150). Buenos Aires: EUDEBA.
- Matteucci, S. D., Morello, J., Rodriguez, A., Buzai, G. D., y Baxendale, C. A. (1999).** El crecimiento de la metrópoli y los cambios de biodiversidad: el caso de Buenos Aires. En *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica* (Vol. 24, págs. 549-580). Buenos Aires: EUDEBA.
- Meyer, A. (2003).** Urban commensal rodent control: fact or fiction? En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: rodent biology and management*. (págs. 446-456). Camberra: ACIAR Monograph No. 96.
- Meyer, W., Schnapper, A., y Hulmann, G. (2002).** The hair cuticle of mammals and its relationship to functions of the hair coat. *Journal of Zoology (London)*, 256: 489-494.
- Meyer, W., Seger, H., Hulmann, G., y Neurand, K. (1997).** A computer-assisted method for the determination of hair cuticula patterns in mammals. *Berl.Munch.Tierarzls.Wschr.* 110: 81-85.
- Mills, J. N., Ellis, B. A., Mckee, K. T., Maiztegui, J. I., y Childs, J. E. (1991).** Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 72(3): 470-479.

- Miño, M. H., Cavia, R., Gómez Villafaña, I. E., Bilenca, D., Cittadino, E. A., y Busch, M. (2001).** Estructura y diversidad de dos comunidades de pequeños roedores en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*, 72: 67-75.
- Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Rodriguez, A. F., Matteucci, S. D., Godagnone, R. E., y Casas, R. R. (2000).** Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12: 119-131.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., y Rodriguez, A. F. (1998).** Aplicaciones de la tecnología SIG para el análisis del soporte biofísico en áreas metropolitanas como herramienta de planificación. El caso de Buenos Aires. En S. D. Matteucci y G. D. Buzai (Eds.), *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial* (Vol. 21, págs. 409-423). Buenos Aires: EUDEBA.
- Morris, D. W. (1987a).** Spatial scale and the cost of density-dependent habitat selection. *Evolutionary Ecology*, 1: 379-388.
- Morris, D. W. (1987b).** Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs*, 57: 269-281.
- Murphy, R. G., y Marshall, P. A. (2003).** Factors influencing the occurrence of rodent infestations in an inner city area of Manchester. En G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs y D. M. Spratt (Eds.), *Rats, mice and people: Rodent biology and management* (págs. 469-472). Camberra: ACIAR.
- Nabel, P. E., y Pereyra, F. X. (2002).** *El paisaje natural bajo las calles de Buenos Aires*. Buenos Aires: Museo Argentino de Ciencias Naturales. 123 págs.
- Panagiotakopulu, E. (2004).** Pharaonic Egypt and the origins of plague. *J Biogeography*, 31(2): 269-275.
- Pearson, O. P. (1967).** La estructura por edades y la dinámica reproductiva en una población de ratones de campo, *Akodon azarae*. *Physis (Buenos Aires)*, XXVII(74): 53-58.
- Pech, R. P., Hood, G. H., Singleton, G. R., Salmon, E., Forrester, R. I., y Brown, P. R. (1999).** En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (págs. 81-112). Camberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Piantanida, M. J., y Petriella, A. M. (1976).** Estudio morfológico de los pelos de algunas especies de roedores de la provincia de Buenos Aires con el microscopio electrónico de barrido. *Physis (Buenos Aires)*, 35(sección C. 90): 105-124.

- Pielou, E. C. (1984).** *The Interpretation of Ecological Data: A Primer on classification and Ordination*. New York: John Wiley Sons.
- Pocock, M. J. O., Searle, J. B., y White, P. C. L. (2004).** Adaptations of animals to commensal habitats: population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *Journal of Animal Ecology*, 73(5): 878-888.
- Polop, J., Priotto, J., Steinmann, A., Provensal, C., Castillo, E., Calderón, G., Enría, D., Sabattini, M. S., y Coto, H. (2003).** *Manual de control de roedores en municipios*. Buenos Aires: Fundación Mundo Sano. 96 págs.
- Quintanilla, R. H., Rizzo, H. F., y Fraga, C. P. (1973).** *Roedores perjudiciales para el agro en la República Argentina*. Buenos Aires: EUDEBA. 110 págs.
- Rabinovich, J. E. (1980).** *Introducción a la ecología de poblaciones animales*. (1ra edición ed. Vol. 313). México DF: Compañía Editorial Continental, S.A. 313 págs.
- Ringuelet, R. A. (1955).** Panorama zoogeográfico de la provincia de Buenos Aires. *Notas del Museo Facultad de Ciencias Naturales y Universidad Nacional La Plata, XVII, Zoología*(156): 1-15.
- Rubel, D., Seijo, A., Cernigoi, B., Viale, A., y Wisnivesky, C. (1997).** *Leptospira interrogans* en una población canina del Gran Buenos Aires: variables asociadas con la seropositividad. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 2: 102-105.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., y Kerby, G. (2004).** New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41(2): 193-200.
- Sabattini, M. S., y Contigiani, M. S. (1982).** Ecological and Biological factors influencing the maintenance of arenavirus in nature with special reference to the agent of argentinean haemorrhagic fever. *Academia Brasileira de Ciencias. Río de Janeiro*: 251:262.
- Sánchez López, M. I. (1991).** *Efecto de la adición de alimento suplementario en una comunidad de roedores cricétidos del delta bonaerense*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 54 págs.
- Sánchez López, M. I. (1998).** *Factores que limitan la abundancia de los roedores muridos en el delta del Paraná*. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 150 págs.
- Sauvajot, R. M. (1998).** Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems*, 2: 279-297.
- Seber, G. A. F. (1973).** *The estimation of animal abundance and related parameters*. London: Charles Griffin & Company Limited. 503 págs.
- Seijo, A., Coto, H., San Juan, J., Videla, J., Deodato, B., Cernigoi, B., Garcia Messina, O., de Bassadoni, D., Schtirbu, R., Olenchuk, A., Dorta de Mazzonelli, G., y Parma, A. (2002).**

- Lethal Leptospirosis Pulmonary Hemorrhage: An emerging disease in Buenos Aires, Argentina. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9): 1004-1005.
- Seijo, A., Enría, D., Levis, S., Pini, N., Coto, H., Deodato, B., Cernigoi, B., y de Bassadoni, D. (2003).** Estudio de hantavirus Seoul, en una población de humanos y roedores de un asentamiento precario de la Ciudad de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 63: 193-196.
- Singleton, G. R., Krebs, C. J., Davis, S., Chambers, L. K., y Brown, P. R. (2001).** Reproductive changes in fluctuating house mouse populations in southeastern Australia. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences*, 268: 1741-1748.
- Singleton, G. R., Leirs, H., Hinds, L. A., y Zhang, Z. (1999).** Ecologically-based management of rodent pests - Re-evaluating our approach to an old problem. En G. R. Singleton, H. Leirs, L. A. Hinds y Z. Zhang (Eds.), *Ecologically-based rodent management* (págs. 17-29). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Smart, J. C. R., Ward, A. I., y White, P. C. L. (2004).** Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review*, 34(1-2): 99-114.
- Smith, D. G., Wilson, C. R., y Frost, H. H. (1974).** History and ecology of a colony of Farn Owls in Utah. *Condor*, 76: 131-136.
- Sokal, R. R., y Rohlf, F. J. (1995).** *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research*. (Third edition ed.). New York: W.H. Freeman and Company. 885 págs.
- Southwood, T. R. E. (1978).** *Ecological Methods. With particular reference to the study of insect populations* (2da ed.). New York: Chapman and Hall. 524 págs.
- StatSoft, I. (1999).** *STATISTICA for Windows: Computer program manual*. Tulsa.
- StatSoft, I. (2001).** STATISTICA (data analysis software system), version 6.
- StatSoft, I. (2002).** *Electronic Statistics Textbook.*, 2002, from <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>
- Suárez, O., Alfieri, F., Andrade, A., Fernández, M. S., Herculini, C., Muschetto, E., Zamero, M., Cueto, G., y Fischer, S. (2004).** *Informe Técnico presentado al GCBA: Caso de estudio: Mercado de Hacienda de Liniers*. Buenos Aires.
- Suárez, O., Fernández, M. S., Herculini, C., Muschetto, E., Teta, P., Zamero, M., Cueto, G., Cavia, R., y Fischer, S. (2005).** *Informe Técnico presentado al GCBA: Actividad de Roedores en la Escuela Normal N°1, D.E. 1º*, Buenos Aires.
- Teta, P., y Suárez, O. V. (2004).** *Delatmys kempi (Rodentia: Sigmodontinae) en la ciudad autónoma de Buenos Aires (Argentina)*. Presentado en XIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Puerto Madryn.

- Timm, R. M. (1987).** Commensal rodents in insulted livestock buldings. En C. G. J. Richards y T. Y. Ku (Eds.), *Control of mammal pests*. London: Taylor & Francis.
- Timm, R. M. (1994a).** House Mice. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y G. E. Larson (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (págs. B-31-B-46). California.
- Timm, R. M. (1994b).** Norway Rats. En S. E. Hygnstrom, R. M. Timm y Gary E. L. (Eds.), *Prevention and control of wildlife damage* (págs. B-105-B-120). California.
- Traweger, D., y Slotta-Bachmayr, L. (2005).** Introducing GIS-modelling into the management of a brown rat (*Rattus norvegicus* Berk.) (Mamm. Rodentia Muridae) population in an urban habitat. *Journal of Pest Science*, 78(1): 17-24.
- Udrizar Sauthier, D. E., Abba, A. M., Pagano, L. G., y Pardiñas, U. F. J. (2005).** Ingreso de micromamíferos brasílicos en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 12(1): 91-95.
- Weissenbacher, M. C., Callelo, M. A., Carballal, G., Planes, N., de la Vega, M. T., y Kravetz, F. O. (1985).** Actividad del Virus Junin en humanos y roedores de áreas no endémicas de la provincia de Buenos Aires. *Medicina (Buenos Aires)*, 45: 263-268.
- Weissenbacher, M. C., Merani, M. S., Hodara, V. L., de Villafañe, G., Gajdusek, D. C., Chu, Y. K., y Lee, H. W. (1990).** Hantavirus infection in laboratory and wild rodents in Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 50: 43-46.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B., y Ims, R. A. (1993).** Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66: 369-380.
- Ylönen, H., Jacob, J., Runcie, M. J., y Singleton, G. R. (2003).** Is reproduction of the Australian house mouse (*Mus domesticus*) constrained by food? A large-scale experiment. *Oecologia*, 135: 372-377.
- Yo, S., Marsh, R. E., y Salmon, T. P. (1987).** Correlation of two census methods (food consumption and gnawing evidence) for assessing norway rat populations. En S. A. Shumake y R. W. Bullard (Eds.), *Vertebrate pest control and management materials* (Vol. 5, págs. 81-88). Philadelphia: American Society for Testing and Materials.
- Zar, J. R. (1996).** *Biostatistical Analysis* (Third edition ed.). New Jersey: Printice Hall. 662 págs.
- Zuleta, G. A., Kravetz, F. O., Busch, M., y Percich, R. E. (1988).** Dinámica poblacional del ratón del pastizal pampeano (*Akodon Azarae*) en ecosistemas agrarios de Argentina. *Rev. Chilena de Historia Natural*, 61: 244.