

UNR
EDITORIA
COLECCIÓN
TESIS

**DIVERSIDAD Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS
DE LA CUENCA DEL RÍO CARCARAÑÁ
(PROVINCIA DE SANTA FE)**

Pablo Guillermo Rimoldi



**DIVERSIDAD Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS
DE LA CUENCA DEL RÍO CARCARAÑA
(PROVINCIA DE SANTA FE)**

Pablo Guillermo Rimoldi

DIRECTOR
Dr. Jorge I. Noriega

CO-DIRECTOR
Dr. Walter Sione

Casilda–Santa Fe
República Argentina
2013

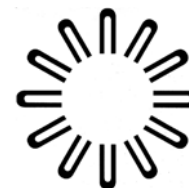
DIVERSIDAD Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS
DE LA CUENCA DEL RÍO CARCARAÑÁ
(PROVINCIA DE SANTA FE)

Carrera de Posgrado

TESIS DOCTORAL
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
Universidad Nacional de Rosario



REUN
RED DE EDITORIALES
DE UNIVERSIDADES
NACIONALES



AUGM
ASOCIACIÓN
UNIVERSIDADES GRUPO
MONTEVIDEO



UNR EDITORA
EDITORIAL DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL
SECRETARÍA DE EXTENSIÓN UNIVERSITARIA



AGRADECIMIENTOS

A mi familia, sobre todo a Moni, Candelaria e Isabella por todo ese amor y apoyo que día tras día me brindan.

A mi Director Dr. Jorge Noriega y CoDirector Dr. Walter Sione por su acompañamiento durante mis estudios doctorales, enseñanzas y amistad

Al Dr. Guillermo Ibargoyen, a la Mg. Méd. Vet. Myriam Belá, al Dr. Claudio Giudici y a la Comisión de Doctorado por todo el apoyo y confianza brindada para el desarrollo de esta investigación

A los Doctores Carlos Piña y Pablo Aceñolaza por la revisión crítica del proyecto, sus amables comentarios y disponibilidad prestada

Al Dr. Ricardo Di Masso por ayudarme a pensar esto cuando solo eran muchas ideas sueltas

Al personal del CICyTTP (CONICET) y del CEREGEO por su apoyo constante

A los pobladores rurales quienes desinteresadamente brindaron toda información referida a la temática tratada

A Estanislao Vignones, Adrián Beltrán, Cristián Sanabria y Fernando Bedetti, incansables amantes de la naturaleza que prestaron su tiempo para la logística y desarrollo de los trabajos de campo

Finalmente a mi familia y amigos por acompañar mis locuras y entender mis sueños



INDICE

TEMA	5
PROBLEMA	5
RESUMEN.....	5
I. INTRODUCCIÓN.....	7
II. PLANTEO DE OBJETIVOS	10
III. PLANTEO DE HIPÓTESIS.....	11
IV. ESTADO DEL ARTE.....	12
V. MARCO TEÓRICO	16
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	16
Marco geográfico y geológico.....	16
Rasgos Culturales.....	19
Caracterización climática	20
Vegetación.....	20
Fauna	26
DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS NATIVOS MADIANOS Y GRANDES.....	38
Métodos para estimar la presencia de mamíferos madianos y grandes.....	39
<i>Métodos indirectos</i>	40
<i>Métodos directos</i>	41
Métodos para medir la diversidad	41
<i>Diversidad alfa</i>	41
<i>Diversidad beta</i>	43
<i>Diversidad gamma</i>	44
PATRONES ESPECIALES DE LA DIVERSIDAD	44
Habitat.....	45
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	51
VII. RESULTADOS	66
VIII. DISCUSIÓN	102
IX. CONCLUSIONES.....	116
X. CONSIDERACIONES FINALES	116
XI. BIBLIOGRAFÍA.....	117



TEMA

Diversidad y patrones de distribución de los mamíferos de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe)

PROBLEMA

¿Cuál es la riqueza específica y abundancia relativa de los mamíferos nativos medianos y grandes en las distintas unidades ambientales presentes en la cuenca del río Carcarañá, provincia de Santa Fe?

¿Cuáles son las variables ambientales y/o climáticas que mejor explican la distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá, en la provincia de Santa Fe?

RESUMEN

En la última década se insistió a nivel mundial en la necesidad de inventariar y monitorear la biodiversidad - a nivel nacional, regional y local- por constituir una fuente de recursos genéticos y tener un considerable potencial económico. En la República Argentina la Sociedad Argentina para el Estudio de Mamíferos (SAREM) manifiesta la necesidad de inventariar las especies de mamíferos, actualizando los listados a escala geográfica y por ecorregiones, en pos de delimitar y actualizar las áreas de distribución de cada una de las especies.

En esta investigación el área de estudio está ubicada en la cuenca del río Carcarañá, dentro de la región pampeana, uno de los ecosistemas naturales más modificados del mundo. Con respecto a esto, la fauna silvestre en general y los mamíferos en particular presentan diferentes niveles de sensibilidad a esta alteración que dependen de sus requerimientos de espacio, de sus necesidades de alimentación y de su comportamiento ante los cambios de paisajes producto de la antropización. En la presente contribución se presenta la diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes que habitan la cuenca del río Carcarañá y su asociación con diversas variables ambientales.

La metodología está basada en recorridos estandarizados de transectas lineales en distintas zonas de la cuenca en busca de signos de actividad. Se utilizaron cámaras trampa como método de apoyo para la confirmación de las especies. Los trabajos de campo se realizaron durante (2011–2012), de manera estacional. Se totalizaron 80 días de trabajo de campo y un esfuerzo de muestreo de 360 km recorridos en las cuatro unidades ambientales establecidas (tierras de cultivo, bosques xerófilos, comunidades halófilas y ambientes urbanos). Para establecer asociaciones entre los registros de presencia de las especies registradas y las diversas variables ambientales propuestas se generó un sistema de información geográfico.

A partir de 313 registros se obtuvo una riqueza específica (S) de 12 especies de mamíferos (2 marsupiales, 1 xenartro, 7 carnívoros y 2 roedores). A partir de estos resultados se pudo ampliar en un 60% la lista de mamíferos medianos y grandes propuesta para esta región, estableciendo los primeros registros de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Puma yaguarondi* (Lacepede, 1809), *Leopardus colocolo* (Desmarest, 1816) y *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766). El análisis comparativo entre unidades ambientales permitió determinar que las zonas de muestreo que aun conservan relictos naturales, presentaron mayor riqueza específica y abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes en comparación con aquella que no posee. En este sentido las comunidades halófilas del tipo espartillar y los bosques xerófilos asociados a cuerpos de agua, son las unidades ambientales que presentaron mayor riqueza (S) mientras que la abundancia relativa obtenida para las unidades ambientales de uso natural (bosque xerófilo y comunidades halófilas con sus dos subu-



nidades: espartillar y praderas saladas ralas o empobrecidas) fue mayor con respecto a la obtenida en aquellas unidades ambientales de uso antrópico. El índice de Shannon-Wiener arrojó como resultado que las comunidades halófilas del tipo espartillar son la unidad ambiental más biodiversa seguida de los bosques xerófilos. Con respecto a la diversidad gamma, está se encuentra determinada en gran medida por la diversidad alfa particularmente por la contribución de las unidades ambientales de mayor riqueza específica: comunidades halófilas del tipo espartillar y bosques xerófilos. El aporte de la diversidad beta entre unidades ambientales a la diversidad gamma es mínimo. Con respecto al análisis espacial de la mastofauna relevada, se observaron dos tendencias en la acumulación de registros, una en zonas cercanas a cuerpos de agua y otra en aquellas unidades ambientales de uso natural como los bosques xerófilos y las comunidades halófilas (espartillar y praderas saladas). El análisis de componentes principales arrojó además, como una variable de importancia para explicar la variación espacial de la mastofauna la distancia a centros urbanos y caminos. Esto refuerza la idea que estas especies están siendo afectadas por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.). Considerando que la mayor parte del sur santafesino se ha convertido en campos de cultivo, aunado a los efectos del crecimiento poblacional, es importante remarcar el rol ocupado por los ambientes naturales que existen sobre las márgenes del río Carcarañá y sus tributarios ya que en estos lugares donde aún se conservan muchos de los mamíferos característicos de esta región.



I. INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de tierras destinadas a la producción agrícola, aunadas a los efectos del crecimiento poblacional, han sido factores importantes en la alteración de los ambientes propios de la región pampeana. Por su extensión, las Pampas constituyen el más importante ecosistema de praderas de la Argentina, y suman en total, unos 540.000 km² (Viglizzo et al., 2006), ocupa las provincias de Buenos Aires –excepto su extremo sur-, noreste de La Pampa y sur de Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos. La vegetación dominante en esta región fue, originalmente, la estepa o pseudoestepa de gramíneas entre las que predominaron los géneros *Stipa*, *Poa*, *Piptochaetium* y *Aristida* (Cabrera, 1976). Diferentes limitantes edáficas y geomorfológicas favorecían la presencia de otras comunidades vegetales: pastizales halófilos, con pasto salado y espartillo; pajonales diversos y comunidades boscosas restringidas a barrancas. En la actualidad, los biomas de la pradera pampeana son los que más transformaciones han sufrido a causa de la intervención humana a través del desarrollo de actividades agrícolas-ganaderas (Soriano et al., 1992), conservándose remanentes naturales en zonas con serios impedimentos para la agricultura.

En el sur de la provincia de Santa Fe, la región presenta un grado de subdivisión y utilización del suelo que modificó su aspecto original, convirtiéndose en una planicie donde predominan los cultivos de granos y oleaginosas (Venencio, 2007). En general, se puede considerar a la zona de estudio, como un área de alta producción agrícola con un crecimiento en detrimento de la ganadera y en una sobreexplotación del suelo, con prácticas intensivas de dobles cultivos anuales, como por ejemplo trigo y soja (Pasotti & Albert, 1995; Venencio, 2007).

Esto ha provocado una disminución importante de los ambientes naturales, un cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y en la mayoría de los casos su fragmentación.

El proceso de la fragmentación o interrupción de hábitat puede producir consecuencias negativas dependiendo de la intensidad de la perturbación y del grado de aislamiento a que se someten los remanentes de vegetación. Así, se puede encontrar desde fragmentos que se presentan como manchones de vegetación natural rodeados por campos agrícolas, plantaciones y/o desarrollos urbanos, hasta los de menor intensidad, en donde se observa un mosaico de paisajes con diferentes grados de alteración (Harris, 1984).

Con la fragmentación, se interrumpen o se alteran procesos biológicos de importancia para la continuidad de la evolución de los ambientes naturales ya que, por un lado, se presenta una modificación y reducción de los hábitat naturales y, consecuentemente, una modificación del paisaje; y por otro, se experimenta una pérdida de la diversidad biológica regional (Diamond, 1975; Harris, 1984; Koleff y Soberón, 2008). Por ejemplo, la IUCN et al. (2008) sostiene que el desarrollo tecnológico ha permitido al ser humano modificar los ambientes de tal manera que el principal factor de extinción y reducción poblacional para los mamíferos es la alteración y fragmentación de hábitats, seguido de la sobreexplotación y la introducción de especies exóticas.

En años recientes, los trabajos sobre fragmentación han mostrado que cada porción es el resultado de una historia única, como consecuencia del proceso de la fragmentación y de la propia dinámica del fragmento (Torres et al., 2008). Esto provoca que cada porción de bosque e incluso, cada fragmento, adquiera características particulares en cuanto a sus procesos de extinción local y a sus cambios en lo que corresponde a la composición y abundancia de las especies, lo que da como resultado, diferencias en la heterogeneidad ambiental de cada sitio y por lo tanto, en las calidades de hábitat, en donde las poblaciones de las diferentes especies se están moviendo de un parche a otro, utilizando los recursos que le brinda cada uno de estos.



De esta manera, las comunidades biológicas varían en su composición por múltiples factores, tanto bióticos como abióticos (Mittermeier et al., 1998). Para este caso, la composición de comunidades se considera como número y tipo de especies presentes (Rey Benayas y De La Montaña, 2003) y la diversidad de ellas (Badgley y Fox, 2000).

La diversidad es una característica compleja de los sistemas biológicos que se manifiesta a distintas escalas espaciales y temporales. Las bases para su conservación sólo pueden alcanzarse mediante un enfoque integrador basado en los conocimientos de la ecología, biogeografía, sistemática y disciplinas afines (Halffter et al., 2001). Aún con lo complicado de esta aproximación, resulta urgente encontrar soluciones por la rapidez con que los cambios ambientales locales, regionales y globales están afectando la diversidad biológica. El interés por conservar la biodiversidad trasciende el ámbito científico, pues tiene múltiples valores para la sociedad contemporánea, incluidos los económicos, funcionales, culturales, morales y estéticos (Ojasti, 2000; Halffter, 2001; Wallace, 2010).

En la práctica, el manejo de la biodiversidad requiere un gran esfuerzo de selección y priorización en cuanto a especies o grupos de especies a estudiar. La estrategia para evaluar la biodiversidad, está basada en este caso en el análisis conjunto de la riqueza de especies locales (diversidad alfa), del reemplazo de especies entre hábitats (diversidad beta) y de la riqueza de especies a nivel de paisaje (diversidad gamma) (Whittaker, 1972; Halffter, 1998; Moreno, 2001; Magurran y McGill, 2011). Con esta estrategia, se pretende proporcionar un panorama sobre la diversidad en especies y los procesos que la afectan a nivel de paisaje, especialmente de aquellos procesos relacionados con las actividades humanas, tales como la fragmentación y modificación de los ecosistemas.

Existen áreas con mayor riqueza biológica que otras, en muchos casos, esta riqueza se relaciona directamente con el grado de heterogeneidad del hábitat, principalmente refiriéndose a la heterogeneidad vegetal, a los distintos tipos de vegetación y al nivel de cobertura existente (Hall y Willg 1994; Fox y Fox 2000; Poiani et al., 2001; Blaum et al., 2007). La fauna silvestre en general, y los mamíferos en particular, presentan diferentes niveles de sensibilidad a esta alteración que dependen de sus requerimientos de espacio, de sus necesidades de alimentación y de su comportamiento ante los cambios de paisajes producto de la antropización. Diversos estudios demuestran que la composición en las comunidades de mamíferos, dependen de la diversidad del hábitat (p. ej. Fox y Fox 2000, Smith et al., 2000, Poinani et al., 2001).

Es, por lo mencionado hasta el momento que se cree fundamental poder establecer no solo la diversidad, sino también los patrones de distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá. En este sentido se realizó especial énfasis en el tipo de unidad ambiental que estos habitan.

Todas las estimaciones para la determinación de la composición de la mastofauna se basan en técnicas que faciliten el muestreo o que aumenten las probabilidades de detección de las especies (Barea-Azcón et al., 2007). Entre los diversos métodos que se utilizan para estudiar la diversidad de mamíferos medianos y grandes en una región, se encuentran los métodos directos: avistamientos de un animal detectado caminando a través de un transecto o animales fotografiados a partir de trampas cámara (Walker et al., 2000, Luengos 2003); esta última es una técnica que creció ampliamente en los últimos años y que permite efectuar una identificación exacta de la mayoría de las especies detectadas (Srbek-Araujo y García, 2005). Muchas veces, los animales eluden los métodos directos de muestreo por lo que se debe recurrir a los métodos indirectos para su detección (Fonseca et al., 2005) o usar una combinación de métodos directos e indirectos (Crooks 2002, Barea-Azcón et al., 2007).

Con respecto a los métodos indirectos, se utilizó la búsqueda e identificación de indicios, los cuales permiten detectar la presencia de mamíferos, ya que estos son muy difíciles de observar debido a sus hábitos crepusculares o nocturnos, además de ser fácilmente perturbables por el mínimo ruido (Maldonado, 2000).



Según Guzmán y Camargo (2004) y Simonetti y Hwareco (1999), todos los animales dejan indicios de su actividad como huellas, excrementos, alimentos mordidos y alteraciones en la vegetación, que ayudan a detectar su presencia y los lugares por donde han pasado. Estos indicios constituyen una valiosa herramienta para estimar la presencia de especies, uso y selección de un hábitat.

Ahora bien, para estudiar la distribución actual de los diferentes mamíferos seleccionados, se construyó una base general de datos (BGD), que fue georreferenciada a nivel del registro de cada especie y relacionada con las distintas unidades ambientales presentes en el paisaje de la cuenca. El hecho que la BGD esté diseñada sobre un sistema georreferenciado ofrece la posibilidad de generar mapas de distribuciones de especies y superponerlos a, por ejemplo, mapas topográficos, fitogeográficos, de tipos de suelo o de uso de la tierra, que pueda resultar importante para limitar la corología de alguna especie (FAUNMAP Working Group, 1996; Chuvieco, 2010).

Se generó así un Sistema de Información Geográfica (SIG) para integrar la información de varias fuentes.

Esta investigación, no sólo precisó mejor las distribuciones actuales de las especies seleccionadas sino que, teniendo en cuenta la posibilidad que brinda el uso de nuevas tecnologías (sensores remotos, SIG), sentó las bases para la futura formulación de un modelo funcional y predictivo acerca de la estructura y diversidad de la mastofauna de la región.



PLANTEO DE OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe).

Establecer las variables que condicionan la distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar si existen diferencias en cuanto a riqueza específica (Diversidad α) y abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes en las distintas zonas de muestreo establecidas para la cuenca.

Estimar la riqueza específica (diversidad α) de los mamíferos nativos medianos y grandes en las diferentes unidades ambientales establecidas para la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe.

Establecer y comparar la abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes en las distintas unidades ambientales presentes en la cuenca.

Determinar si existen diferencias en la diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes entre unidades ambientales en termino de variación de especies encontradas (Diversidad β).

Establecer asociaciones entre los lugares de presencia de cada una de las especies de mamíferos estudiados con variables ambientales como: cobertura de suelo, distancia a cursos de agua, caminos y centros urbanos, posición topográfica dentro de la cuenca y variables climáticas.



PLANTEO DE HIPÓTESIS

HIPÓTESIS GENERAL

La diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcaraña en la Provincia de Santa Fe presenta diferencias significativas entre unidades ambientales de uso natural y antrópico.

Las variables que condicionan la distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe se encuentran vinculadas a las características del paisaje natural y a las modificaciones del mismo por factores antrópicos.

HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

La diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes es mayor a la descripta para la región, concentrándose en las zonas de muestreo donde aún se conservan relictos de ambientes naturales.

Las comunidades halófitas de tipo espartillar y los bosques xerófilos asociados a cuerpos de agua son las unidades ambientales que presentan mayor riqueza específica de mamíferos nativos medianos y grandes.

Las unidades ambientales con menor grado de alteración antrópicas son aquellas con mayor abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes.

Existen diferencias significativas en la diversidad de especies de mamíferos nativos medianos y grandes entre unidades ambientales con distinto grado de alteración antrópica.

Las variables ambientales que presentan mayores condicionantes sobre la presencia de mamíferos nativos medianos y grandes en el área de estudio son el tipo de cobertura y la distancia a cursos de agua.



IV. ESTADODELARTE

Los mamíferos representan un grupo diverso de organismos, registrándose actualmente, en el mundo, 29 Órdenes, 152 familias, 1229 géneros y 5416 especies (Wilson y Reeder, 2005). Este grupo, es muy importante dentro de un ecosistema, ya que abarca especies con una gran diversidad de nichos y cumplen roles como dispersores de semillas (roedores, murciélagos, ungulados y primates); polinizadores (murciélagos, marsupiales y roedores); depredadores (carnívoros, marsupiales); y controladores de plagas (murciélagos, carnívoros) (Vaughan, 1988; Wilson y Reeder, 2005).

La necesidad de inventariar y monitorear la biodiversidad en los últimos 20 años en el neotrópico, se ha convertido en un punto focal para la conservación, ya que la mayoría de las especies que habitan estas regiones son particularmente susceptibles a los disturbios humanos (cacería y destrucción de hábitat) y actualmente, un gran número de ellas están consideradas como amenazadas (Soberón et al., 2008).

En general, los estudios sobre ecología de mamíferos, se han centrado en estudios de poblaciones de pequeños mamíferos, siendo aquellos que incluyen mamíferos medianos y grandes escasos, además de que la mayoría de ellos, se basan en la captura de una especie en particular (Cortéz Marcial, 2009).

En relación al tema, se han realizado diversos estudios en el neotrópico, entre los cuales se pueden citar el de Simonetti y Huareco (1999), quienes usaron huellas para estimar la diversidad y abundancia relativa de mamíferos en una reserva de la biosfera de Bolivia. En el mismo país Gómez et al. (2001) evaluaron la diversidad y abundancia de mamíferos grandes y medianos en un área vecina al Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi (Depto. La Paz, Bolivia), utilizando como principal herramienta los transectos lineales. Registraron un total de 37 especies de mamíferos grandes y medianos. Orjuela y Jiménez (2004), evaluaron la abundancia relativa de mamíferos en diferentes tipos de cobertura y carreteras de Colombia. En el mismo país, Guzmán-Lenis y Camargo-Sanabria (2004), caracterizaron el uso que le dan al hábitat los mamíferos medianos y grandes, a través de rastros. Navarro Arquez en el año 2005 presenta la abundancia relativa y distribución de los indicios de las especies de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya, Pereira, Colombia. Otro trabajo sobre mamíferos medianos y grandes es el de Rocha et al. (2006) quienes realizaron una evaluación estacional de la riqueza y abundancia de mamíferos medianos y grandes en la reserva biológica municipal "Mario Viana", Mato Grosso, Brasil. En ese mismo año Zapata-Ríos et al. (2006) presentan en Mastozoología Neotropical la caracterización de las comunidades de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonia Ecuatoriana. Para Bolivia, se pueden citar otros trabajos, como los de Martínez et al. (2008) sobre mamíferos medianos y grandes de la Serranía del Aguaragüe, Tarija. Monroy García (2009), realiza estudios sobre diversidad Beta de la Mastofauna terrestre del estado de Oaxaca, México considerando diferentes niveles, tales como las regiones geográficas delimitadas para el estado, cuencas hidrográficas y un gradiente de vegetación. En ese mismo año y país, se presenta el trabajo "Diversidad alfa y beta de los mamíferos medianos y grandes del ejido Lic. Adolfo López Mateos, Mpio, Veracruz, México" por Velázquez Landa. Lozano Rodríguez evaluó en el año 2010 la abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya mediante el uso de cámaras trampa. En el año 2012 Lavariega et al., presenta Mamíferos medianos y grandes de la Sierra de Villa Alta, Oaxaca, México. En ese mismo año Medina et al. (2012) presenta "Diversidad de mamíferos medianos y grandes en los bosques montañosos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú".

Con respecto a libros, se puede mencionar el de Aranda (2000), Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México, Guía de campo de los mamíferos medianos y grandes de Ecuador (Tirira, 2007). Manual de huellas



de mamíferos silvestres medianos y grandes de Chile (Skewes Ramm 2009). Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia (Wallace et al., 2010). Mamíferos de Uruguay (Gonzales y Martínez Lanfranco, 2010) y por último, "Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México" (Aranda, 2012).

En la Argentina, el estado del conocimiento mastozoológico es producto de numerosas investigaciones. Entre los investigadores contemporáneos que han aportado al crecimiento de la Mastozoología en Argentina, se puede mencionar a Rosendo Pascual (paleontología de mamíferos), Julio Contreras (sistemática de roedores y distribución), Virgilio Roig (fisiología de fauna del desierto), Michael Mares (ecología y sistemática de fauna en zonas desérticas), entre otros. En la actualidad, son varios los grupos de trabajos que se destacan en el país aportando información sobre el conocimiento de la mastofauna. Entre estos grupos, se destacan el CEAN (Centro de Ecología Aplicada de Neuquén), GECM (Grupo de Ecología Comportamental de Mamíferos, Bahía Blanca), GIB (Grupo de Investigadores de la Biodiversidad, Mendoza), GIEP (Grupo de Investigaciones de Ecología de Poblaciones, Universidad Nacional de Río Cuarto), CEMPAT (Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn), PIDBA (Programa de Investigaciones de Biodiversidad Argentina, Tucumán), Grupos del Museo de la Plata, Grupos del Museo "Bernardino Rivadavia", Buenos Aires, entre otros.

El análisis de la información disponible a partir de las fuentes mencionadas anteriormente, indica que la provincia más diversa es la de Salta, con 144 especies, seguida por Jujuy (135), Misiones (119) y Tucumán (105). Ninguna de las otras provincias alcanza a 100 especies, con excepción de Buenos Aires la cual, si se consideran sólo los taxa terrestres, posee 74 especies, incrementando su número a 102 cuando se incluyen los marinos (cetáceos, otáridos y fócidos). Las menos diversas, sin considerar a la Antártida ni a las Islas del Atlántico Sur, son Tierra del Fuego, San Juan, San Luis, La Pampa y Entre Ríos, con una diversidad por debajo de 50 especies (Barquez et al., 2006). Esta baja diversidad es, en muchos casos, el resultado de escasos muestreos realizados en dichas provincias (Barquez et al., 2006).

La problemática de la diversidad biológica en el territorio de la provincia de Santa Fe, ha sido abordada por gran cantidad de personas, algunos "involuntarios pioneros", otros destacados investigadores quienes generaron distintos aportes que dan cuenta de la riqueza propia de este tema.

Los primeros acercamientos provienen de los cronistas y naturalistas que recorrieron el territorio santafesino entre los siglos XV y XVI, muchos de ellos vinculados a la orden de los jesuitas, estudiosos que reflejaban con sumo detalle la realidad física y humana que sus ojos veían. Si bien estos escritos a los que se puede situar en el género de la crónica o el relato histórico, no tratan puntual ni específicamente el tema de la fauna, brindan algunos datos útiles sobre la misma.

De esta manera, es factible hallar algunas informaciones en la descripción que sobre la situación colonial produjo el sacerdote español Reginaldo de Lizárraga (Medellín, 1545 – Asunción, 1615). Como Obispo de La Imperial en 1599 y de Asunción en 1607, defendió a ultranza el sistema de las misiones jesuíticas. En su texto "*Descripción Colonial*", inscribió algunas notas sobre el territorio correspondiente a la actual Santa Fe, mencionando al venado de las pampas *Ozotoceos bezoarticus* (de Lizárraga, 1928).

Uno de los aportes más acabados y difundidos es el que nace del relato del padre jesuita Florián Paucke, que realizó apuntes sobre el área de San Javier, dejando impresiones sobre la flora y la fauna del sitio (Pautasso, 2008). En este caso, no se encargó solamente de agrupar sus notas sobre las diversas especies de mamíferos en sendos escritos, sino que además, graficó a partir de dibujos y pinturas muchos de sus comentarios.

Ya a partir de la tercera década del siglo XX, los textos de Florián Paucke y de otros muchos padres jesuitas que pusieron en relato sus viajes por la región, fueron recopilados por el jesuita Guillermo Furlong (1938).



Otro aporte destacable, se encuentra inserto en la completa obra de Agustín Zapata Gollán (1895-1982). Entre los libros que editó, para dar cuenta de los avances en el tema de su especialidad, dos de ellos acercan en sus conclusiones, datos muy relevantes para el análisis que aquí se propone. Se trata de “El Paraná y los primeros cronistas” (Zapata Gollán, 1942) y “La fauna y la flora de Santa Fe en los primeros cronistas” (Zapata Gollán, 1944). En este último texto, analiza los relatos de los cronistas que atravesaron la región, buscando detectar las especies que allí se mencionaban a partir de la lectura y el entrecruzamiento de datos ofrecidos por otros libros como el de Cabrera y Yepes (1940).

Retomando los datos que pueden recogerse en las obras de los sacerdotes que realizaron su misión confesional en tierras santafesinas, es importante sumar, a la ya mencionada observación individual de algunos jesuitas, la creación en 1898 del Gabinete de Ciencias Naturales del Colegio de la Inmaculada Concepción localizado en la ciudad de Santa Fe. Esta institución, nacida en el ámbito de estudio propio de la organización eclesiástica, se transformó en el transcurso del año 1939 en el Museo de Ciencias Naturales “Padre Carmelo Barone”.

Posteriormente, la colección existente en esta entidad fue ingresada, en 1977, como parte del patrimonio existente en el Museo Provincial de Ciencias Naturales “Florentino Ameghino”, donde en el presente se conserva la colección más destacada de mamíferos de toda la provincia de Santa Fe (Pautasso, 2008).

Hacia la mitad de la década de 1950, se conoce el estudio de Bonetto y Milesi sobre los problemas generados en las plantaciones comerciales por el tuco-tuco. En 1984, esta especie vuelve a ser caracterizada en un trabajo de Contreras y Berry, en que aparece la denominación *Ctenomys yolandae* (endémica de la provincia). Julio Contreras, por su parte, da a conocer varios textos sobre cricétidos y cávidos.

En los últimos años, han surgido numerosos aportes dedicados a estudiar la difusión de especies amenazadas. Entre ellos se destaca: la ficha titulada “Nuestra fauna en peligro” publicada por la revista Ciencia y Tecnología Agropecuaria, con notas correspondientes a los autores Alejandro Larriera, Eduardo Mosso, Liliana Moggia y Mónica Cervera (Pautasso, 2008).

Edelvita Fioramonti, del Museo Provincial de Ciencias Naturales “Florentino Ameghino” redacta, por su parte, artículos de divulgación sobre el mismo tema. Asimismo, es posible destacar la guía de flora y fauna del río Paraná, editada por Martín R. de la Peña, con la autoría de Carlos Virasoro, Director del Museo Ameghino. Tiempo antes, Martín de la Peña da a conocer un diccionario de nombres vulgares de la fauna argentina, que suma un aporte considerable a la problemática estudiada (De La Peña, 1986). Se agrega a libros ya conocidos del autor sobre la fauna del departamento Las Colonias (De La Peña, 1993) y una guía de peces, anfibios, reptiles y mamíferos del Litoral de nuestro país (De La Peña, 1998).

Por su parte, la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable brinda la primera lista de mamíferos de Santa Fe a partir de los trabajos de Olrog y Lucero (1980), Barquez et al. (1993) y comunicaciones personales de Juan Carlos Chebez.

Con respecto a la descripción y conocimiento de los murciélagos, aparecen las obras de Barquez et al. (1993) y el estudio de Romano et al. (1999) sobre una colonia maternal de *Tadarida brasiliensis*, existente en la ciudad de Rosario.

En la segunda mitad de la década de 1990, se cuenta con nuevos aportes sobre especies amenazadas (Chebez, 1994) con actualizaciones en los años 2008 y 2009 sobre fauna argentina, libro en el que aparecen compilados registros correspondientes a Santa Fe y en otros casos, se trata de la presentación de serie de listas de vertebrados que han sido registrados por distintos autores, entre los que se destaca Moggia (1997) en Rozzatti y Mosso (1997).

Carman (2009) incluye en sus apuntes sobre fauna, numerosas referencias a la situación santafesina, a lo que puede sumarse un artículo de divulgación sobre fauna de la provincia de autoría de Baschetto et al. (2006). Uno de los últimos aportes es el de Pautasso (2011), quien presenta su libro “La fauna y su conservación en los Bajos Submeridionales”.



Finalmente, se conocen una serie de publicaciones científicas que indagan sobre algunas especies particulares como el venado de las pampas (Caminos et al., 1998; Pautasso et al., 2002; Pautasso y Peña, 2003), las localidades en que se distribuyen las especies amenazadas (Pautasso, 2007). Recientes tesinas de grado de la Universidad Nacional del Litoral sobre el aprovechamiento del hábitat del carpincho *Hydrochoerus hydrochaeris* completan este panorama (Leyendeker, 2005).

El libro “Mamíferos de Argentina, sistemática y distribución” (Barquez et al., 2006) profundiza en el tema de la distribución de mamíferos, compilando datos de diversas partes del país. A su vez, diversos análisis sobre criquetidos incorporan localidades santafesinas (v.gr. Pardiñas et al., 2004). En los mapeos de mastofauna de Santa Fe de Barquez et al. (2006), Canevari y Vaccaro (2007) y Chebez (2008), no llegan a determinarse localidades debido a la generalización e imprecisión espacial con que se realizan estas investigaciones.

Con respecto a mamíferos descriptos para la zona correspondiente a la cuenca del río Carcarañá en la Provincia de Santa Fe, es necesario remitirse a Pautasso (2008), quien hace referencia a la comadreja común (*Didelphis albiventris*) para los departamentos Caseros y Rosario; comadreja colorada (*Lutreolina crassicaudata*) departamento Rosario; peludo (*Chaetophractus villosus*) departamento San Lorenzo; zorro pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) departamento Caseros; zorrino común (*Conepatus chinga*) departamento Caseros; hurón menor (*Galictis cuja*) departamento Caseros y Rosario. Es menester, expresar la imposibilidad de contar con información del Museo Provincial de Ciencias Naturales “Dr. Ángel Gallardo” de la ciudad de Rosario ya que producto del incendio ocurrido el 1 de julio del año 2003, el 80% de los ejemplares y la totalidad del material documental y bibliográfico que formaban parte de sus colecciones quedaron totalmente destruidas.

Como se mencionó hasta el momento, en la literatura científica reciente, existen muchas publicaciones que incluyen temas de taxonomía, sistemática, biogeografía, conducta y conservación que brindan información general (básicamente listados de especies) sobre la riqueza de especies en un país o región, aunque muy pocos incluyen el estudio de los patrones espaciales y sus determinantes (Koleff y Soberon, 2008).

Si bien la distribución de los organismos es un reflejo de variables medioambientales, la comprensión de las causas que influyen en la distribución de las especies es aún incipiente. En Argentina, el conocimiento de la distribución (y de las variables ambientales que influyen en las mismas) para la mayoría de los mamíferos es preliminar, y los estudios en esta temática son escasos y mayormente restringidos a micromamíferos (e.g., Porcasi et al., 2005; Jayat y Pacheco, 2006; Carbajo y Pardiñas, 2007; Jayat et al., 2009b).

En el territorio santafesino, la producción científica existente sobre distribución de medianos y grandes mamíferos es escasa, dispersa y heterogénea donde la imprecisión espacial y temporal en muchos de los casos y la escasa resolución de los mapas existentes impiden formular hipótesis explicativas a baja escala. La distribución geográfica de muchas especies está basada en pocas localidades lo que genera un conocimiento fragmentado sobre la distribución actual de los mamíferos.

Dentro del área concerniente a la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe, en la cual se llevó a cabo el presente trabajo, es inexistente la presencia de investigaciones previas que aborden la misma temática. El único grupo relevado fue el de aves a través de trabajos como el de Benaglia et al. (1999). Existen evidencias sólidas que demuestran que las investigaciones mastozoológicas realizadas en el territorio provincial, se han centrado, principalmente, en el centro-norte de la provincia siendo el sur del territorio, el área menos conocida.



V. MARCO TEÓRICO

En la última década, se insistió a nivel mundial, en la necesidad de inventariar y monitorear la biodiversidad -a nivel nacional, regional y local- por constituir una fuente de recursos genéticos y tener un considerable potencial económico (Halfter y Ezcurra, 1992; Mittermeier y Bowles, 1993; May, 1994; Di Castri et al., 1996). La biodiversidad puede ser estudiada a diferentes niveles, siendo la diversidad de especies y los patrones de distribución algunos de ellos (Di Castri, 1996; Halfter, 1994; Koleff, 2002; Soberón et al., 2005).

El número de especies es la medida más frecuentemente utilizada, por varias razones (Gaston, 1996; Moreno, 2001): primero, la riqueza de especies refleja distintos aspectos de la biodiversidad; segundo, a pesar de que existen muchas aproximaciones para definir el concepto de especie, su significado es ampliamente entendido (Mayr, 1992; Aguilera Silva, 1997); Y tercero, al menos para ciertos grupos, las especies son fácilmente detectables y cuantificables.

En la República Argentina, la Sociedad Argentina para el Estudio de Mamíferos (SAREM) manifiesta la necesidad de inventariar las especies de mamíferos, actualizando los listados a escala geográfica y por ecorregiones, en pos de delimitar y actualizar las áreas de distribución de cada una de las especies (Barquez et al., 2006).

De acuerdo al status de conservación, la región pampeana ha sido categorizada por la World Wildlife Foundation (WWF) como área "en peligro", y se le asigna el nivel de máxima prioridad de conservación debido a su alta diversidad biológica, a su elevado grado de alteración y a la escasa presencia de áreas naturales protegidas (Burkart et al., 1994; Dinerstein et al., 1995; Bó et al., 2002). Lo mencionado anteriormente, hace ineludible la necesidad de generar una investigación actualizada, donde no sólo se determinen los distintos mamíferos presentes en la cuenca sino además, se puedan establecer los patrones espaciales que éstos presentan. Para tal fin, se pretende abordar las características generales de la cuenca, los distintos métodos utilizados para estimar la diversidad y las variables que actúan en la distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes que en ella habitan.

DESCRIPCIÓN DEL AREA DE ESTUDIO

Marco geográfico y geológico

El área de aportes de la cuenca del río Carcarañá se desarrolla a lo largo de las provincias de San Luis, Córdoba, La Pampa y atraviesa en su tramo inferior a la provincia de Santa Fe, en la zona centro sur, siendo el límite oeste la provincia de Córdoba y el límite este, el río Paraná (Venencio, 2006). En territorio santafesino, abarca una superficie de suma importancia productiva de 4575 Km² (Pasotti et al., 1995). Esta porción de la cuenca, se emplaza entre los 32° 26' y 33° 20' de Latitud Sur y los 62° 04' y 60° 36' de Longitud Oeste formando parte de los Departamentos Belgrano e Iriondo al norte del río Carcarañá y Caseros, San Lorenzo y General López al sur del mismo (Figura 1).



Figura 1. Ubicación del área de estudio en la provincia de Santa Fe



El área de aportes hídricos de la cuenca del río Carcarañá, se desarrolla a lo largo de las provincias de San Luis, La Pampa y Córdoba. En ésta, toma el nombre de “río Carcarañá” después de colectar el agua proveniente de las cuencas imbríferas de los ríos Tercero y Saladillo, a la altura de las localidades de Monte Buey y Bell Ville (Pasotti et al., 1995). A la altura de Cruz Alta, entra en la provincia de Santa Fe y recibe por su margen izquierda el aporte del Canal San Antonio y el A° de Las Tortugas que oficia de límite interprovincial en sentido norte sur, y a los afluentes del A° Mojarras, Leones y Cañada Santa Lucía por su margen derecha (Figura 2) (Venecio, 2007).

Posteriormente, fluye por su cauce bien definido recorriendo la Provincia de Santa Fe de suroeste a noreste. Mientras que en la porción final de la cuenca, donde el río presenta un cauce muy desarrollado, se observa un cambio morfológico de magnitud, que es la inflexión de su sentido de escurrimiento hasta desembocar en el riacho Coronda, brazo del Paraná a la altura de Puerto Gaboto (ex Fuerte Sancti Spiritu). En esa zona su desagüe es en forma paralela al río Paraná, pero hacia el norte, siendo uno de los principales tributarios del mismo por su margen derecha (Pasotti et al., 1995). En su paso por la provincia de Santa Fe, el río Carcarañá es alimentado por los escurrimientos superficiales de las aguas de lluvia y por la descarga del acuífero libre. Los afluentes secundarios tienen cauces apenas excavados en la llanura, con barrancas de poca profundidad que recogen las aguas de los escurrimientos superficiales y el remanente de agua del suelo sobresaturado (Kreimer, 1969).

Los arroyos de Las Tortugas, Las Mojarras, Los Leones y Cañada de Gómez, confluyen directamente en el curso longitudinal suroeste-oeste del río. Todos, a excepción de estos dos últimos, son de carácter transitorio y deben sus aguas a la alimentación producida por los excesos de lluvia y al aporte de un pobre escurrimiento superficial (Pasotti et al., 1995). Algunas de estas cañadas y otras que no se citan, han sido objeto de intensas obras de canalizaciones, con la consiguiente disminución paulatina de su cuenca de derrame (Venecio, 2007).



Figura 2. Hidrografía de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe



Esta región, está comprendida en lo que Bistesnik (1968) denominó “Pampa Deprimida”, constituida por una extensa llanura que hacia el oeste adquiere ciertas ondulaciones. Por otra parte, el área de estudio queda comprendida en lo que Iriondo (1994) denominó la Pampa Norte, donde la Pampa pertenece a la Provincia Pampeana del dominio Chaqueño. La misma, estuvo sometida a la influencia de los grandes ríos del Litoral y de los sistemas menores provenientes de las Sierras Pampeanas, especialmente los ríos Dulce, Tercero y Quinto. Durante el Cuaternario, existió una alternancia de climas secos y húmedos, quedando estos eventos representados por sedimentos eólicos interestratificados con niveles de suelos, depósitos fluviales y discordancias de erosión. En el sector, se evidencian controles estructurales (Iriondo, 1989). Una serie de bloques de distinto tamaño, dispuestos oblicua y transversalmente en el sentido de la pendiente, elevados o hundidos y basculados por Neotectónica, definen el aspecto geomorfológico regional. Dos de las mayores fracturas atraviesan la cuenca. Una, es la falla Tostado-Selva (Pleistoceno medio y reactivada en el Holoceno) que marca el límite interprovincial Córdoba-Santa Fe y se extiende hasta el río Carcarañá, y otra fractura, controla el curso del río Paraná (Iriondo, 2010).

La cuenca en estudio, presenta particularidades propias en su formación, caracterizadas por procesos morfogenéticos donde el sistema hidrográfico de la Planicie Pampeana es el resultado de una historia geológica particular (Iriondo, 2004).

Kröhling (1999) definió en la cuenca las siguientes Unidades Geomorfológicas (U.G): fluvial del valle de Tortugas, de las terrazas fluviales del río Carcarañá, del valle fluvial de Villa Eloisa, del Paleovalle fluvial de Cañada de Gómez, los Paleocanales de Luis Palacios y el Paleovalle fluvial de Berabevú (Figura 3).

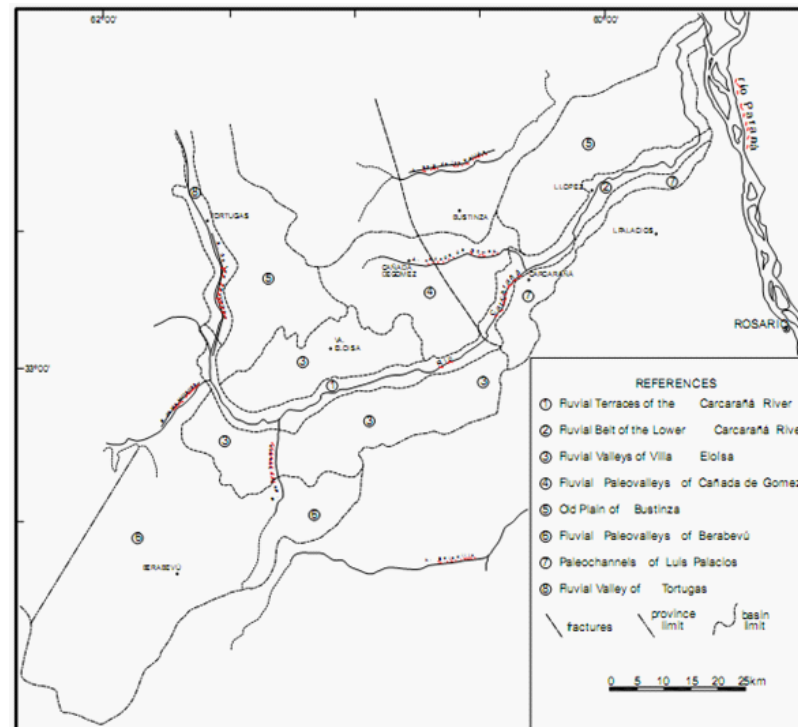


Figura 3. Unidades Geomorfológicas (Tomado de Kröhling, 1999)



Rasgos culturales

La región sobre la que se ubica la cuenca en estudio, se caracteriza por el desarrollo de una multiplicidad de manifestaciones económicas y culturales que definen la estructura social, demográfica y productiva de una veintena de pueblos localizados en su interior (Pasotti et al., 1995).

Si tradicionalmente, la práctica de la agricultura cerealera se realizaba en las partes más altas de la cuenca, quedando la ganadería relegada al sector más bajo de la misma, en las últimas décadas se ha acentuado un proceso de homogeneización de las prácticas y de las técnicas de cultivo, a partir de la instalación del ciclo de la soja como la actividad preponderante en toda la región. Esta práctica económica define el carácter y la fisonomía productiva del sector, permitiendo la existencia de un importante núcleo de medianos y pequeños propietarios rurales que conjugan su actividad con un puñado de grandes consorcios, casas cerealistas y propietarios rentistas que controlan la mayor parte de la tierra cultivable del área.

Desde el punto de vista de las divisiones políticas, administrativas y jurisdiccionales, la cuenca que se estudia abarca porciones de cinco departamentos del sur provincial: Iriondo, Caseros, Belgrano, General López y San Lorenzo, en orden de extensión dentro de ella (Pasotti et al., 1995).

Armstrong, Cañada de Gómez, Casilda y Carcarañá son las ciudades más destacadas de la zona, aunque la porción de sus jurisdicciones incorporadas en la extensión de la cuenca resulte variable y, en casos como el de Casilda, de escasas dimensiones. El resto de los centros urbanos instalados allí, presenta un prístino desenvolvimiento industrial, sustentado principal y casi exclusivamente, en el sector de la metalmecánica y la metalurgia asociadas con los efectos multiplicadores del complejo agro-ganadero: fabricación y compostura de implementos agrícolas, construcción de silos y otros mecanismos de almacenaje de granos, creación de maquinaria agrícola, etc. (Pasotti et al., 1995). Un importante circuito de comercialización de bienes y servicios, se activa en algunos de estos espacios urbanos como parte, asimismo, de la expansión de las prácticas vinculadas a la actividad rural.

Por la capacidad de modificación del paisaje natural cabe destacar, la presencia de la industria papelera localizada en el límite de dos departamentos, Iriondo y San Lorenzo, sobre las localidades de Andino y Aldao. Esta actividad, que se desarrolla en la zona desde 1877, ha generado un alto impacto sobre una zona más amplia al demandar la expansión de la forestación de *Eucalyptus sp.* que progresivamente, han suplantado la vegetación natural de la región. La industria, que ha sido la primera fábrica de Argentina que utilizó materia prima local perteneció posteriormente, a Celulosa Argentina y en la actualidad, produce solamente bobinas de cartón aunque en sus orígenes, llegó a fabricar papeles finos, para estampillas e inclusive papel moneda.

Igual situación ha acontecido en los últimos diez años, con la instalación de numerosos consorcios empresariales sobre la margen del río Carcarañá, dedicados a la creación de complejos habitacionales de tipo privado, comúnmente denominados countries o barrios privados residenciales, que han avanzado no solamente en espacios dominados por la cubierta vegetal originaria sino además, sobre extensiones dedicadas generalmente, a la práctica intensiva del cultivo cerealero o sojero. Este nuevo impulso empresarial puede detectarse predominantemente en las cercanías de las localidades de Gaboto, Maciel y Oliveros (Antoniasi, F.R.com. pers.¹).

Con respecto a la estructura demográfica, los datos censales correspondientes al año 2010, muestran información referida a los distritos departamentales que no coinciden en su totalidad con el área que integra la cuenca. Es por ello que resulta difícil obtener números exactos sobre la población ubicada en el interior del área de estudio, ya que la inexistencia de datos cargados sobre fichas censales por localidad impide realizar estimaciones al respecto. El departamento Caseros cuenta con 79.491 habitantes, Belgrano sostiene una población de 44.048 habitantes, Iriondo 66.702 pobladores, San Lorenzo 159.184 pobladores. Dejamos de lado los datos referidos al departamento General López, en tanto su pertenencia

1. Antoniasi, F.R. 2012. Director del Archivo Histórico del Museo y Archivo Histórico Municipal "Don Santos Tosticarelli" de Casilda. Presidente del Centro de Estudios Históricos del Departamento Caseros.



a la cuenca corresponde al distrito de Cafferatta, por lo que los números representativos de población de dicho departamento poco pueden indicarnos sobre la población existente en el área de estudio. Al mismo tiempo, debemos realizar la salvedad que los datos correspondientes al departamento San Lorenzo incorporan un número de ciudades que, por estar situadas fuera del territorio de la cuenca analizada, transforman la referencia demográfica en una información escasamente representativa de la realidad de las poblaciones situadas en el interior del espacio estudiado (Antoniasi, F.R. com. pers.).

El área es cubierta por un sistema vial nacional y provincial que mantiene conectadas prácticamente, la totalidad de las localidades existentes, dentro de la cuenca. Se puede mencionar a este respecto la recientemente inaugurada Autopista de Rosario a Córdoba, la Ruta Nacional N° 9 que une Buenos Aires y Rosario con Córdoba y el noroeste argentino, la Ruta Nacional N° 11 que comunica Rosario con Salta y Jujuy. Por su parte, se destacan los circuitos viales administrados por el gobierno provincial, principalmente la Autopista Brigadier Estanislao López que liga Rosario con Santa Fe y las Rutas Provinciales N° 15, 26, 91, 92 y 93, todas pavimentadas y a las que se agregan numerosas rutas y caminos vecinales de acceso a las zonas rurales, sin pavimentar o en proceso de construcción.

Este sistema de infraestructura destinado a la circulación permanente de automóviles, camiones y transporte urbano de pasajeros ha reemplazado en las últimas tres décadas el anteriormente destacado núcleo de ramales ferroviarios que atravesaban la zona. Las líneas de los ferrocarriles Bartolomé Mitre y Manuel Belgrano, definían la interconexión entre Rosario y Córdoba; Casilda, Cañada de Gómez y Las Rosas; Casilda, San José de la Esquina y Justiniano Posse en la provincia de Córdoba; Rosario, San Lorenzo y Gálvez; Rosario, San Lorenzo, Maciel y Santa Fe; Rosario, Totoras, San Francisco. En la década de 1990, se efectúa la privatización del servicio, quedando la empresa del Ferrocarril General Bartolomé Mitre en manos de la empresa del Nuevo Central Argentina, consorcio integrado por Aceitera General Deheza, Banco Francés del Río de la Plata, Asociación de Cooperativas Argentinas y Román Marítima. De esta manera, los ramales ferroviarios pierden su rol preponderante en el transporte de pasajeros pero mantienen, conjuntamente con el accionar de las numerosas flotas de camiones que transitan por la red vial de la región, un activo papel en el envío a los principales puertos de la región de la producción cerealera, de oleaginosas y productos derivados provenientes de la amplia zona rural circundante (Antoniasi, F.R. com. pers.).

Un importante número de centros de enseñanza primaria y secundaria brindan servicios educativos a la población en edad escolar, pertenecientes tanto al sector de la gestión pública como privada. En las últimas décadas, se ha acrecentado, por su parte, la oferta educativa en los sectores terciario y, en menor medida, universitario, muchas veces como parte de una extensión de servicios brindados por instituciones radicadas en Rosario, centro de irradiación de vasta influencia sobre la totalidad de las localidades en estudio. En igual sentido, se han establecido en muchas de las ciudades y pueblos del sector, centros de asistencia médica o de atención primaria de salud que, en su mayor parte, responden a iniciativas del sector privado, tanto a partir de la reunión de profesionales dedicados al rubro, como por medio del trabajo particular de los titulados (Antoniasi, F.R. com. pers.).

Caracterización climática

En los últimos años, extensas regiones del nordeste de Argentina han sido afectadas por fluctuaciones climáticas que produjeron graves perjuicios, tanto por inundaciones (producto de lluvias locales) como por sequías, de lo cual no estuvo exenta la provincia de Santa Fe (Bartolomé, 2004).

El régimen de lluvias de los últimos 30 años, se ha caracterizado por un cambio de comportamiento intra anual, como variación de la cantidad de días con lluvia cada mes y modificación de los montos mensuales, con un aumento generalizado de la precipitación anual (Krepper, 2004). En el nordeste de Argentina, esto se manifestó con un corrimiento



hacia el oeste en las isohietas, lo que en la Provincia de Santa Fe fue indicativo de aumentos relativos de la precipitación de un 25% (García, 1994).

En lo que a temperatura se refiere, se tienen veranos cálidos y húmedos (con temperaturas medias del orden de los 23°C), con inviernos templados (con temperaturas medias del orden de los 10,5°C) (Krepper, 2004).

El desarrollo del tiempo en la región santafesina está regulado por el accionar simultáneo de los anticiclones subtropicales del Pacífico y del Atlántico, con posiciones medias alrededor de los 30° S y, además, del centro de baja presión llamado Baja Térmica, que se forma al este de los Andes con una ubicación aproximada sobre las provincias argentinas de La Rioja, Catamarca, Tucumán y Salta, y parte del altiplano boliviano (Krepper, 2004). Estos tres centros cambian su intensidad y ubicación durante el curso del año, teniendo los anticiclones una posición más al norte y una presión más alta en invierno, intensificándose muchas veces el anticiclón del Atlántico, por anticiclones fríos migratorios pos frontales, que se originan en la región sub antártica, y se estacionan sobre el sur del Brasil y el Uruguay. La baja térmica es más desarrollada en el verano y se debilita considerablemente durante el invierno, quedando más bien, una vaguada de baja presión (Krepper, 2004; Coronel, 2006).

El anticiclón del Atlántico, produce en sus capas inferiores, vientos del NE y N sobre la región en estudio (Venencio, 2007). Durante el verano, la circulación se modifica al intensificarse la baja térmica, girando los vientos alrededor de ésta en sentido dextrógiro. Al sur de los 40° S, entre los anticiclones y el cinturón sub polar de baja presión, se encuentran los vientos predominantes del oeste en las capas medias y altas de la tropósfera. El cinturón de baja presión se encuentra en un continuo desarrollo y decaimiento por la frecuente presencia de familias de ciclones, los cuales, una vez superada la región patagónica (donde la cordillera es mucho más baja) pueden modificar el tiempo en la región santafesina a través de los frentes asociados (Coronel, 2006).

En la provincia de Santa Fe, los campos medios de temperatura muestran una característica estacional bien establecida (Hoffmann, 1975), y es razonable considerar cuatro estaciones bien individualizadas.

En síntesis, la respuesta del campo térmico de superficie (a 1.50 m del suelo) responde claramente, al movimiento aparente del sol con respecto al plano ecuatorial, con la temperatura máxima durante el solsticio de Diciembre (Coronel, 2006).

La estacionalidad mencionada, que también está presente en la precipitación, es indicativa de la variabilidad temporal de la misma, aunque no es tan evidente como en la temperatura (Straschnoy, 2006). Los patrones de comportamiento de la temperatura y la circulación general de la atmósfera, están íntimamente ligados a las precipitaciones (Krepper, 2004).

Precipitaciones

La precipitación normal anual, es por su naturaleza, una información muy general pero, sin embargo, muy útil para caracterizar el régimen de lluvia en la región.

Al considerar la variación intra anual en los pluviogramas obtenidos de Venencio (2007) (Figura 4), se observa inmediatamente, la escasez pluvial en el invierno (Junio-Agosto) en la mayor parte de la provincia, lo cual se debe a que durante dicha estación el anticiclón del Atlántico se extiende sobre el continente para unirse con el anticiclón del Pacífico (Krepper, 2004). El resultado es la disminución de los procesos convectivos y, en consecuencia, de las lluvias de gran magnitud (Venencio, 2007).

La distribución anual y estacional de la precipitación en las estaciones utilizadas de la región en estudio, se muestra en la Tabla 1 y se refieren al período normal 1971-2000 obtenido de (Venencio, 2007). En ella, está expresada en milímetros, la precipitación normal anual, la normal durante la estación lluviosa (octubre-marzo), la normal de la estación



que puede llamarse seca (abril-septiembre) y las normales estacionales. Esta región, tiene un régimen de precipitación anual con valores mínimos en invierno (Junio-Julio-Agosto), mientras que los máximos se producen en primavera/verano (García, 1990; Venencio, 2007).

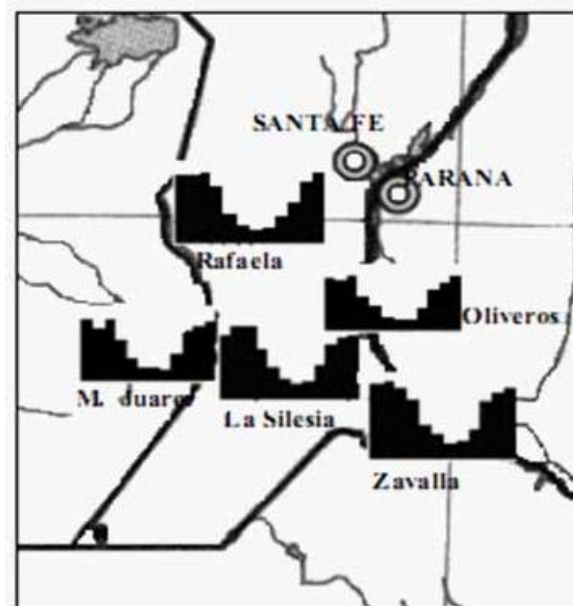


Figura 4. Pluviogramas típicos de la región de estudio (Periodo 1971-2000)

Estación	Normal Anual	Normal Estación Lluviosa	Normal Estación Seca	Normal Primavera (S-O-N)	Normal Verano (D-E-F)	Normal Otoño (M-A-M)	Normal Invierno (J-J-A)
Rafaela	1029	762	267	302	401	246	80
Oliveros	1025	718	307	277	385	270	93
La Silesia	996	687	309	262	339	248	88
Zavalla	1087	761	326	271	355	257	99
Marcos Juárez	925	675	250	258	368	225	74

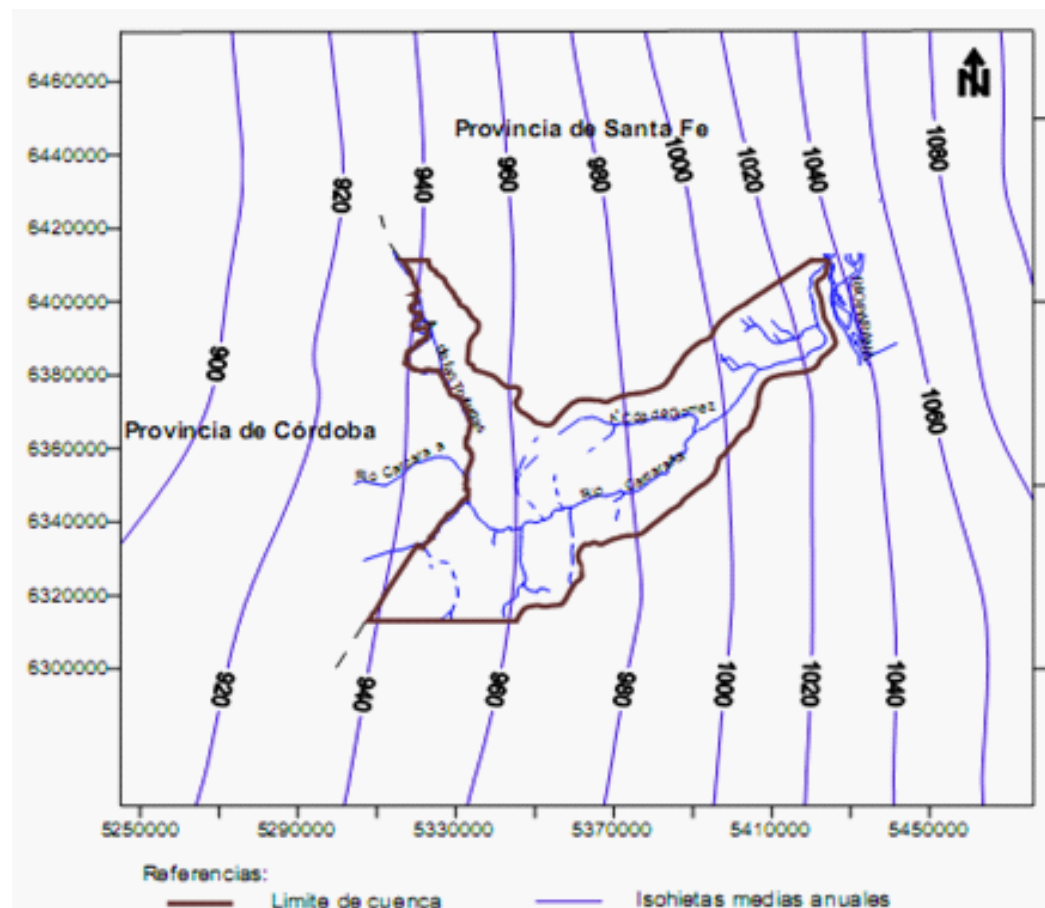
Tabla 1. Precipitación normal en milímetros en las estaciones seleccionadas para diferentes épocas del año, durante el periodo 1971-2000



Las lluvias en la región de estudio son de dos tipos: chubascos y lluvias menos intensas, pero persistentes y extensas, que ocurren con el desarrollo de frentes retrógrados y durante sudestadas, durante el invierno; y lluvias intensas de tipo convectivo durante el verano (Venencio, 2007). Sin embargo, es necesario poner en relieve que las tormentas convectivas, que hasta la década de los '60 en la región santafesina eran características del verano, paulatinamente fueron aumentando su frecuencia de ocurrencia en la temporada invernal generando lluvias intensas y hasta granizo durante el invierno (Coronel, 2006). No obstante, el máximo mensual de precipitación se produce al final del verano y principios de otoño (marzo-abril), mientras que el mínimo en invierno (Junio-Agosto), como ya fue dicho (Coronel, 2006).

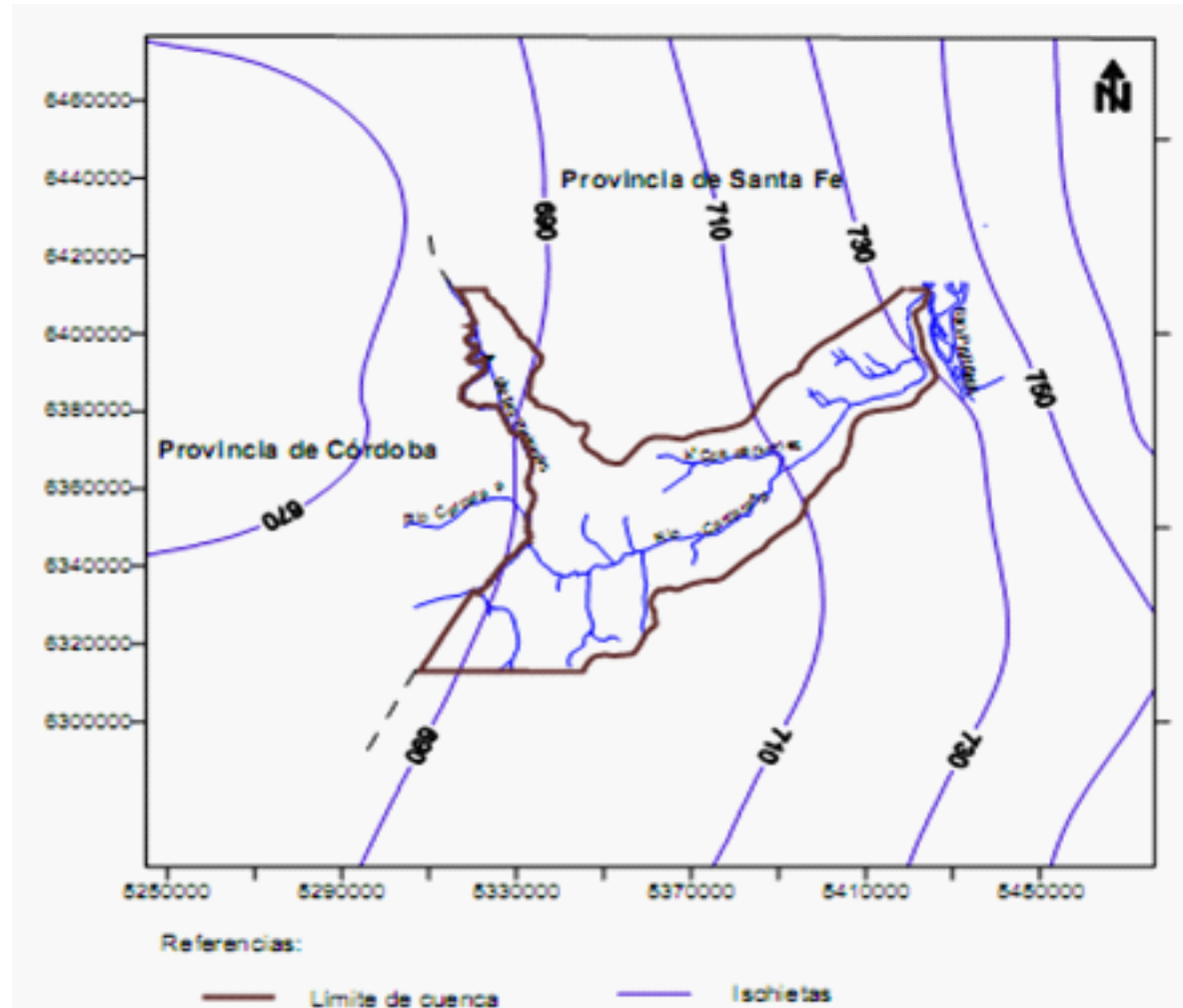
En la región, la concentración pluvial es desde octubre a marzo, y en algunos casos abril, cuando cae más del 70% de la precipitación anual, mientras que en el resto del año se produce solamente un 30%, y aún menos del total anual. Aun así, la región en estudio, tiene lluvias todo el año (Venencio, 2007).

La precipitación normal anual sobre la región tiene un promedio espacial de 902 mm y está distribuida mediante isohietas con orientación de norte a sur, con el máximo en la región oriental y el mínimo hacia el oeste (Figura 5) (Coronel, 2006).



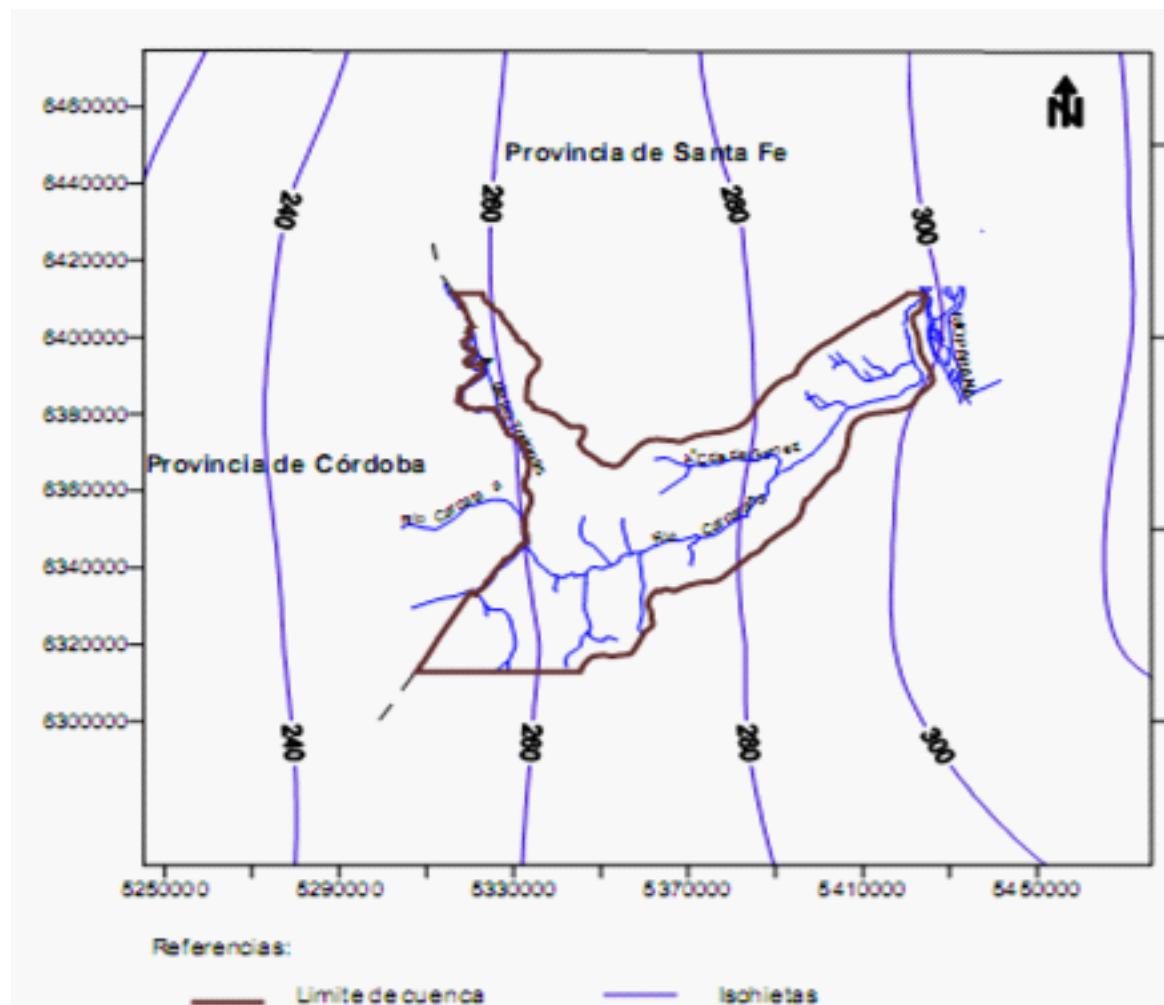


El período más húmedo es octubre-marzo (Figura 6) con un promedio de más del 70% (680 mm) del total anual. Durante esta estación, el máximo absoluto de precipitación se mantiene en el este y el mínimo, al oeste (Coronel, 2006).





La estación seca, que comprende de abril a septiembre (Figura 7) tiene un promedio espacial de precipitación sobre toda la cuenca de tan sólo 270 mm (algo menos del 30% del total anual). La disposición de las isohietas es coincidente con las correspondientes a los valores anuales (norte-sur) (Coronel, 2006).





Vegetación

Según Cabrera (1971), la zona en estudio se encuentra fitogeográficamente en el Distrito Pampeano Oriental de la Provincia Pampeana del Dominio Chaqueño, caracterizándose dichas provincias por predominancia de gramíneas xerófilas de los géneros *Stipa*, *Piptochaetium* y *Aristida*. Rodeando a la región Pampeana, existen diferentes unidades boscosas, que forman una zona de transición entre la provincia fitogeográfica Pampeana y las provincias fitogeográficas de Chaco al norte y de Monte al oeste. Esta zona de transición ha sido llamada, particularmente, región fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1953; 1976).

La provincia Pampeana ocupa las llanuras de la República Argentina entre los 31° y 39° de latitud sur, ocupando las provincias de Buenos Aires (excepto su extremo sur), noreste de La Pampa, este de San Luis y sur de Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos (Cabrera, 1971). En Santa Fe, abarca la totalidad de los departamentos Belgrano y General López, excepto en áreas reducidas, Caseros, Iriondo, San Lorenzo, Rosario y Constitución (Oakley, 2006).

La vegetación dominante en esta región fue, originalmente, la estepa o pseudoestepa de gramíneas con los géneros ya nombrados (Lewis, 1981), pero prácticamente, destruida en su casi totalidad, manteniéndose sólo en zonas de vías o en lugares con diferentes limitantes edáficas y geomorfológicas, favoreciendo la presencia de otras comunidades vegetales como pastizales halófilos, con pasto salado y espartillo; pajonales diversos (Viglizzo et al., 2006) y comunidades boscosas restringidas a barrancas (Lewis, 2006).

Como se mencionó anteriormente, la provincia Pampeana ocupa la zona de nuestro país donde la agricultura y en menor medida, la ganadería son efectuadas con mayor intensidad. Aquellas comunidades rústicas han desaparecido provocando, tanto su destrucción como su reemplazo por otras exóticas, desencadenando así un cambio casi total de la flora original (Viglizzo et al., 2006). En la actualidad, los biomas de la pradera pampeana son los que más transformaciones han sufrido a causa de la intervención humana a través del desarrollo de actividades agrícolas-ganaderas (Soriano et al., 1992) conservándose remanentes naturales en zonas con serios impedimentos para la agricultura.

Dentro de esta provincia, se pueden definir varios distritos, estando la cuenca incluida dentro del Distrito Pampeano Oriental (Lewis, 1981).

Siguiendo a Oakley et al. (2006) el distrito oriental al cual pertenece la cuenca en estudio, ocupa el área conocida como "Pampa ondulada", llanura con lomas suavemente onduladas, que son el resultado de movimientos neotectónicos que provocan el levantamiento/hundimiento de bloques. Los suelos que evolucionaron en las lomas y medias lomas (cuyo material originario es el loess pampeano) son de textura franca a franco-arcillosa, con un alto porcentaje de materia orgánica, y son los de mayor aptitud agrícola de la provincia. En las depresiones (bajos y cañadas) los suelos son halo-hidromórficos y por ende muy mal drenados. En la región, hay diversas vías de avenamiento de este tipo como cañadas (de San Antonio, de Santa Lucía, etc.) y el río Carcarañá.

Las comunidades dominantes en este espacio que hoy se encuentran dispersas y en proceso de retracción constante son: Los pastizales, las comunidades halófilas y comunidades hidrófilas. Aunque el sector es fundamentalmente pampeano, presenta áreas boscosas también discontinuas y en proceso de retracción, sobre las márgenes del río Carcarañá (Lewis, 2006; Oakley et al., 2006). La vegetación a la cual se hace referencia es característica de la provincia fitogeográfica de El Espinal, Distrito Central (Cabrera, 1953; 1976; Oakley et al., 2006).

Fauna

La fauna ictícola se encuentra representada por cuatro especies: Carpa (*Cyprinus carpio*), Moncholo (*Pimelodus albicans*), Bagre (*Rhamdia quelen*) y Tarucha (*Hoplias malabaricus*) desde la ingresión del río Carcarañá a territorio san-



tafesino hasta la represa del Molino Harinero Semino S.A. en la localidad de Carcaraña (Beltrán, A.com. pers.). Pasando la represa y hasta la desembocadura en el río Coronda la ictiofauna se asemeja a la presente en el río Paraná (Haro et al., 1998; Beltrán, A.com. pers.). Con respecto a los anfibios, se puede mencionar a la rana criolla (*Leptodactylus ocellatus*), rana nadadora (*Pseudis paradoxus*), rana trepadora común (*Hyla pulchella*) y sapo común (*Bufo arenarum*); reptiles, como el lagarto overo (*Tupinambis merianae*), la tortuga de laguna (*Phrynops hilarii*) y serpientes endémicas como *Clelia rustica*, *Liophis anomalus*, *Liophis poecilogyrus sublineatus* y *Tomodon ocellatus* (Arzamendia y Giraudo, 2004). Las aves descritas para la cuenca, se encuentran comprendidas en 18 órdenes representadas en 49 familias. Dentro de las especies más representativas, dentro de las distintas unidades de ambiente podemos citar al biguá (*Phalacrocorax olivaceus*), garza mora (*Ardea cocoi*), taguató común (*Buteo magnirostris*), cuclillo canela (*Coccyzus melacoryphus*), carpintero real común (*Colaptes melanolaemus*), pijuí cola parda (*Synallaxis albescens*), monjita blanca (*Xolmis irupero*), ratona aperdigada (*Cistothorus platensis*), cardenal común (*Paroaria coronata*), varillero ala amarilla (*Agelaius thilius*) (Narosky, 2003; De La Peña, 2006).

A continuación, se presenta en detalle la caracterización general de la mastofauna citada para la región.

Diversidad y características generales de la clase mammalia

Los mamíferos son animales vertebrados tetrápodos amniotas, es decir, poseen una espina dorsal o columna vertebral compuesta de vértebras, cuatro extremidades deambulatorias o manipulatorias y un embrión que desarrolla tres envueltas –el corión, el amnios y el alantoides– y crea un medio acuoso en el que pueden respirar y del que pueden alimentarse (MacDonald, 2006). Al igual que las aves, son animales homeotermos, es decir, son capaces de mantener su temperatura corporal dentro de ciertos límites, independientemente de la temperatura ambiente, consumiendo energía química procedente de los alimentos gracias a que tienen mecanismos para producir calor en ambientes fríos o para ceder calor en ambientes cálidos (Hickman et al., 2002). En la actualidad, constituyen un grupo muy diversificado y a pesar del reducido número de especies que lo conforman, en comparación con otros taxones del reino animal o vegetal, su estudio es probablemente, el más profundo y detallado en el campo de la zoología; esto debido a los estrechos lazos que han mantenido con la especie humana a lo largo de su evolución y porque el mismo hombre es también un mamífero (Curtis et al., 2008).

Actualmente, existen en todo el planeta alrededor de 5400 especies distintas de mamíferos, las cuales se extienden prácticamente, a lo largo de todos los continentes, islas y océanos, estando ausentes sólo en algunas islas oceánicas (Wilson y Reeder, 2005).

La gran adaptabilidad de cada una de las especies que integran la clase y debido a la cual, han logrado colonizar todos los ecosistemas del planeta, ha dado lugar a una multitud de diferencias anatómicas, fisiológicas y de comportamiento mucho más variadas que las de cualquier otro grupo del reino animal (MacDonald, 2006). Los mamíferos poseen las siguientes cuatro características anatómicas que los definen como clase y todas son exclusivas de ellos, es decir, no aparecen en ningún otro grupo zoológico (Wilson y Reeder, 2005):

La mandíbula está formada sólo por el dentario (hueso que se articula con el escamoso), rasgo único y exclusivo de todos los mamíferos, la cual es la principal característica diagnóstica para el grupo.

Son los únicos animales con pelo y todas las especies, en mayor o menor grado lo presentan (por lo menos, en estado embrionario).

Poseen glándulas sebáceas modificadas llamadas glándulas mamarias, las cuales son capaces de segregar leche, alimento del cual se abastecen todas las crías de los mamíferos en su etapa más temprana.



Presentan tres huesos en el oído medio: martillo, yunque y estribo, con excepción de los monotremas que presentan el típico oído reptiliano.

Mamíferos descriptos para la región

Los mamíferos de Argentina están representados por 13 órdenes, 47 familias, 181 géneros y 386 especies (Barquez et al., 2006). Algunas especies descritas recientemente no fueron incorporadas en los análisis que se ofrecen a continuación, que incluyen 176 géneros y 356 especies. Únicamente dos órdenes de mamíferos neotropicales, Insectivora y Sirenia, no están representados en el país. Del total de familias, 20 son endémicas de la región Neotropical (Hershkovitz, 1972). Los Histricognatos (Rodentia) contribuyen con 10 familias y el resto se distribuye entre los Microbiotheria (1), Didelphimorphia (2), Paucituberculata (1), Cingulata (1), Vermilingua (1), Tardigrada (1), Chiroptera (2) y Primates (1) (Ojeda et al., 2002).

La mayor riqueza genérica se encuentra en los roedores, con 61 géneros, que junto a quirópteros y carnívoros suman más del 60% de los géneros. Además, 36 corresponden a mamíferos marinos, y de las especies restantes (320), 57 corresponden a quirópteros y 263 son no voladoras. La densidad de mamíferos no marinos, es decir, en relación a la superficie continental de Argentina es de $1,15 \times 10^{-4}$ especies/km². Esta densidad es el doble de la mencionada con anterioridad para el cono sur ($0,63 \times 10^{-4}$ especies/km²).

Argentina presenta una riqueza de especies mayor que la de otros territorios como Australia, con el triple de superficie ($7,627000 \text{ km}^{-2}$) y 228 especies de mamíferos, y Norteamérica ($0,2 \times 10^{-4}$ especies/km²; Eisenberg, 1981). Sin embargo, la riqueza de formas voladoras es notablemente menor que la de otros países sudamericanos como Venezuela (148), Colombia (187) y Perú (152). Este patrón, puede explicarse por la mayor complejidad estructural de los hábitats selváticos tropicales, y al área reducida que los mismos ocupan en la Argentina. Un patrón similar de disminución latitudinal de especies de quirópteros fue mencionado para América del Norte en un análisis más exhaustivo. No obstante, la riqueza de especies de mamíferos no voladores, es similar entre la porción tropical del norte de Sudamérica ($247 \text{ especies}/2,575400 \text{ km}^2$) y subtropical templada de Argentina ($263 \text{ especies}/2,779741 \text{ km}^2$) (Ojeda et al., 2002).

Con respecto a provincias fitogeográficas (Cabrera, 1976), la provincia Pampa a la cual pertenece la cuenca en estudio, reúne 90 especies compartiendo con la de El Espinal más del 50% de las especies, pero sólo dos especies de Ctenomys, de manera exclusiva (Barquez et al., 2006). En la provincia de Santa Fe, los mamíferos suman aproximadamente 74 especies distribuidas en 22 familias según la reciente revisión de Pautasso (2008).

Con respecto a los mamíferos nativos medianos y grandes citados para la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe, se puede mencionar 9 especies de mamíferos comprendidas en 7 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encontraron 2 especies de marsupiales, 2 xenartros, 4 carnívoros y 1 roedor, los cuales se describen a continuación:

COMADREJA COMÚN
Orden DIDELPHIMORPHIA
Familia Didelphidae
Subfamilia Didelphinae
Genero Didelphis
Didelphis albiventris (Lund, 1840)

La cabeza es blanca, triangular, con una coronilla negra que se prolonga en "V" entre los ojos, y franjas negras nítidas, como un antifaz que va desde la oreja, a través del ojo, hasta el hocico (Canevari y Vaccaro, 2007). El dorso es de coloración variable, de aspecto canoso o negro debido a la mezcla de pelos protectores negros y blanquecinos. La parte



ventral es blanca, gris o amarillenta. Las orejas son blancas o rosadas, con una marca central oscura en la base. La cola es prensil, generalmente más corta que la cabeza y el cuerpo, y está cubierta con pelos solamente en la región basal. Los machos son de mayor tamaño y tienen caninos más desarrollados. Las hembras tienen un marsupio con una apertura dirigida a la extremidad anterior (Parera, 2002). El número de mamas es variable pero, generalmente, son 13 (Voss y Jansa, 2003). La gestación de *D. albiventris* en Colombia fue de 12-14 días, con 4-14 crías por camada que iniciaron el destete a los 60 días, completándolo hasta los 100 días (Wallace, 2010). *Didelphis albiventris* alcanza su tamaño de adulto a los 10 meses en el sur de Brasil y se definieron detalladas clases de edad, tamaño y desgaste dentario para infantes hasta adultos seniles (>22 meses) (Smith, 2009). La reproducción en el Chaco y en las pampas Argentinas, tiene lugar en dos eventos consecutivos en primavera-verano y un periodo de estro en otoño-invierno (Parera, 2002; Perez Carusi et al., 2009). La lactancia se prolonga hasta los 3-4 meses (Parera, 2002). Estudios de reproducción realizados en el noreste de Brasil, concluyeron que los machos son continuamente fértiles y las hembras, llegan a ser fértiles al comienzo de las lluvias (Eisenberg y Redford, 1999).

Con respecto a sus costumbres, se puede mencionar que son animales solitarios, de hábitos nocturnos (Emmons y Feer, 1999; Nowak, 1999). Terrestres y arborícolas, pueden incluso atravesar a nado pequeños cuerpos de agua. Para refugiarse y parir sus crías utiliza huecos en árboles, troncos caídos.

Didelphis albiventris fue clasificada como frugívoro – omnívoro (Fonseca et al., 1996) y consume roedores y aves de pequeño porte, ranas, insectos y frutos (Eisenberg y Redford, 1999; Nowak, 1999) y también semillas, hojas, lombrices, moluscos y arácnidos (Parera, 2002). En Argentina, mediante estudios de contenido estomacal, se registraron restos de gusanos, hormigas, aves pequeñas, huevos y vegetación (Eisenberg y Redford, 1999). En selvas subtropicales de Brasil, *D. albiventris* es un importante dispersor de pequeñas semillas de las familias Solanaceae y Rosaceae (Parera, 2002). En muchos sitios es perseguida por ser considerada una especie dañina para las aves de corral y algunos cultivos (Massoia et al., 2000).

Se la encuentra en diferentes ambientes, aunque en general frecuenta lugares vegetados y en cercanías de cuerpos de agua. Es común en zonas agrícolas e incluso frecuenta viviendas humanas permanentes y de fin de semana; caseríos y sitios periurbanos (Canevari y Vaccaro, 2007).

Con respecto al uso del espacio en un estudio en Tucumán, el área de acción promedio, basada en seis individuos, fue de 0,57 ha (Eisenberg y Redford, 1999). Los desplazamientos diarios, seguidos por hilos en un bosque urbano de Belo Horizonte (Almeida et al., 2008) mostraron que los machos y hembras adultas ocupan en promedio 0,1 ha por día, mientras que los subadultos se desplazan dentro de un área menor (machos=0,03 ha/día y hembras=0,05 ha/día).

Tipo de rastros: El primer dedo de la pata trasera es oponible al resto y se marca abierto hacia adentro del rastro. La marca de las uñas en las huellas es variable, en manos se ha observado desde ninguna marca de uñas a tres uñas. En pies, de los cuatro dedos que poseen uñas (la excepción es en el pulgar) ninguna, 1, 2 o 3 uñas por huella. En muchos casos observados se superponen parcialmente las huellas de manos y pies. Puede dejar marca de su cola en la línea media del rastro. Sus excretas son más o menos cilíndricas, de color café oscuro o negro.

Es una especie distribuida desde el norte de Argentina, hasta Río Negro (aproximadamente los 40° S) (Massoia et al., 2000).

Para la provincia de Santa Fe, se poseen registros en todas las ecorregiones. Luis Ramírez (extraído de Zapata Gollán, 1944) hace mención de su presencia en las inmediaciones del Fuerte Sancti Spiritus, en la desembocadura del río Carcarañá. Olrog y Lucero (1980); Ojeda y Giannoni (2000); Parera (2002) y Canevari y Balboa (2003) mapean a esta especie para toda la provincia pero no refieren localidades puntuales. Massoia et al., (2000) la mapea en la provincia pero no presenta localizaciones para la cuenca. Barquez et al. (2006), establecen su distribución para la ecorregión pampa (Burkart



et al., 1999) pero no hacen referencia a Santa Fe dentro de las provincias con distribución de la especie. Pautasso (2008) hace referencia a la escasa información de localidades concretas de distribución. El autor realiza un aporte de mapeo de 261 registros de los cuales sólo 2 (dos) corresponden a la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe. Uno en el departamento Caseros y el otro en el departamento Belgrano.

COMADREJA COLORADA

Orden DIDELPHIMORPHIA

Familia Didelphidae

Subfamilia Didelphinae

Género Lutreolina

Lutreolina crassicaudata (Thomas, 1910)

El cuerpo es alargado, las extremidades son cortas y robustas y el pelaje es corto y denso, de color uniforme. El dorso es amarillo pardo pálido a marrón o anaranjado (Canevari y Vaccaro, 2007). La región ventral y la capa inferior del pelaje suelen presentar un teñido brillante, de color rosado violáceo oscuro. Las orejas son cortas, redondeadas y marrones, con la punta desnuda. Los ojos son de color marrón oscuro (Wallace, 2010).

Las vibrisas son finas, cortas y no alcanzan las orejas. Los pies y manos son marrones más oscuros que el cuerpo, mientras que las garras son blancas, largas y finas. La cola es blanca, robusta, no prensil y está completamente cubierta de pelos, manteniendo el patrón de coloración del cuerpo, excepto en el extremo, que es negro y desnudo (Massoia et al., 2000). Los machos son frecuentemente más grandes que las hembras (Parera, 2002). Las hembras de *L. crassicaudata* poseen un marsupio cerrado en la extremidad anterior y abierto en la extremidad posterior, con aproximadamente nueve mamas (Emmons y Feer, 1999; Voss y Jansa, 2003).

Los aspectos reproductivos de *L. crassicaudata* son poco conocidos en el trópico; se supone que se reproduce dos veces al año, primero en primavera y luego, cuando los juveniles ya se han independizado (Canevari y Vaccaro, 2007). La gestación es corta, aproximadamente de dos semanas, y cada camada tiene entre 6 y 9 crías. Si bien la hembra tiene marsupio, aparentemente los juveniles son criados en un nido hecho con pasto seco (Canevari y Vaccaro, 2007). En las pampas de Argentina, la reproducción ocurre entre septiembre – abril, cuando las hembras pueden producir dos camadas, una en septiembre y otra en diciembre. El destete toma tres meses y los juveniles probablemente se reproducirían al siguiente año (Regidor et al., 1999).

Con respecto a su alimentación se puede mencionar que es omnívora y consume huevos, pequeños vertebrados y productos de origen vegetal, además de insectos y moluscos (Massoia et al., 2000). *L. crassicaudata* es un eficiente predador de aves, reptiles, anfibios, peces y roedores que captura generalmente por la noche (Nowak, 1999; Parera, 2002). Con periodos de actividad crepusculares y nocturnos (Emmons y Feer, 1999; Nowak, 1999), vive principalmente en ambientes abiertos con lagunas y escasos árboles, aunque también se la encuentra en bosques. Es de hábitos mayormente terrestres pero trepa y nada con facilidad. Durante el día, se refugia en huecos de árboles, en nidos o cuevas abandonadas (Canevari y Vaccaro, 2007).

Los aspectos socioecológicos de *L. crassicaudata* son poco conocidos, más allá de sus hábitos solitarios y de que, en cautiverio, puede ser más sociable que otros didélfidos (Nowak, 1999).

Tipo de rastros: Son insuficientes para realizar su descripción.

En Argentina el área central de acción de un individuo fue estimada en 0,38 ha (Eisenberg, 1989) y en otro estudio se registró un área de acción de 0,08 ha (Cajal, 1981).



En Sudamérica presenta una distribución discontinua. Para Argentina (Massoia et al., 2000; Canevari y Vaccaro, 2007) la citan para el centro norte del territorio nacional.

Con respecto a la provincia de Santa Fe algunas citas mencionan a *Lutreolina crassicaudata* para toda la provincia (Ojeda y Giannoni, 2000; Parera, 2002; Canevari y Balboa, 2003; Barquez et al., 2006). Pautasso (2008) registra su presencia a través de mapeos en 14 departamentos, obteniendo 1 (uno) registro para la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe, localizándose en el Departamento Belgrano.

MULITA COMÚN

Orden CINGULATA

Familia Dasypodidae

Subfamilia Dasypodinae

Género Dasypus

***Dasypus hybridus* (Desmarest, 1804)**

Presenta típicamente siete bandas móviles en el caparazón (ocasionalmente pueden encontrarse ejemplares con seis u ocho bandas), el cual protege la totalidad del dorso y los flancos (Eisenberg y Redford, 1999). El cráneo es alargado y aplanado en sentido dorsoventral. El arco cigomático es completo y la mandíbula es delgada y alargada. Los dientes solamente crecen en el hueso maxilar. Carecen de incisivos y caninos y los demás dientes están indiferenciados, siendo de pequeño tamaño, cilíndricos, en forma de estaca (Abba, 2008). En la cabeza presenta un escudete y la cola está cubierta por un estuche articulado. La coloración es generalmente gris oscura. Los pelos sobre el caparazón son poco notorios. Las orejas son relativamente pequeñas y el hocico es alargado. La cola, cónica, es más corta que la longitud de la cabeza más el cuerpo (Canevari y Vaccaro, 2007). Presenta cuatro dedos en las manos (pudiendo aparecer un quinto dedo vestigial) y cinco en los pies provistos de garras robustas para cavar. Las hembras presentan dos pares de mamas (Wallace, 2010).

Los machos y las hembras alcanzan la madurez en un año de edad, y la hembra da a luz a una camada anual de seis a doce crías idénticas (monocigóticas). La duración de la gestación es de 120 días, incluyendo la diapausa (Wallace, 2010).

Con respecto a los hábitos generales de la especie, se puede mencionar que vive en pastizales abiertos, desde el nivel del mar hasta los 2300m de altura (Canevari y Vaccaro, 2007). Se la ve activa tanto de día como de noche, habitando cuevas que excava generalmente en suelos arenosos o blandos. Estas galerías suelen tener unos dos metros de largo y una entrada aproximada de 25cm de diámetro (Canevari y Vaccaro, 2007). Se alimenta principalmente de hormigas y termitas, pero también captura grillos, mariposas y pequeños vertebrados.

Tipo de rastros: Las manos tienen cuatro dedos, pero los dos de los extremos están reducidos, por lo que, dependiendo del terreno y de la marcha, en las huellas pueden aparecer dos, tres o cuatro dedos. Las patas tienen cinco dedos y también los dos de los extremos están reducidos, de modo que en las huellas pueden aparecer tres, cuatro o cinco dedos. Lo más característico de las huellas es que los dedos son cortos y las garras largas y gruesas con la punta redondeada.

D. hybridus se encuentra en Argentina, Uruguay, Paraguay y sur de Brasil. Se presenta hasta el sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Abba, 2008). La especie antes era muy común (aunque no hay estimaciones disponibles de densidad de la población), pero su sensibilidad a la pérdida de hábitat por urbanización y expansión agrícola ha significado que las poblaciones están disminuyendo o desapareciendo en la mayor parte de su anterior área de distribución (Abba et al., 2007). Sigue siendo una especie común en algunos lugares (por ejemplo, la provincia de Buenos Aires (Abba, 2008).

Zapata Gollán (1944) la señala como parte de la fauna de la provincia de Santa Fe al rescatar los escritos sobre fauna de los primeros cronistas. Aunque Barquez et al. (2006) y Canevari y Vaccaro (2007) mapean a esta especie para toda la provincia, la generalización espacial no permite determinar localidades puntuales.



Por otra parte, Pautasso (2008) presenta registro con evidencia documental para los departamentos de Vera, 9 de Julio, General López, San Cristóbal y La Capital. Este autor no tiene registros de *Dasyopus hybridus* para la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe.

PELUDO

Orden CINGULATA

Familia Dasypodinae

Subfamilia Dasypodinae

Genero Chaetophractus

Chaetophractus villosus (Desmarest, 1804)

Es el armadillo más difundido de la Argentina (Parera, 2002) presenta unas 18 bandas transversales en su caparazón, de las que 7-8 centrales son móviles. Las partes anterior y posterior del caparazón tienen placas relativamente cuadradas en comparación a las placas del centro del caparazón, que son rectangulares (Canevari y Vaccaro, 2007). La parte ventral es generalmente amarilla (Eisenberg y Redford, 1999), pero puede variar entre individuos. El escudo cefálico es amplio, cubre bien la parte dorsal de la cabeza y puede llegar casi hasta el extremo del grueso hocico. Tiene orejas relativamente cortas y redondeadas. Las extremidades son gruesas, con garras planas bien desarrolladas en todos los dedos, en especial los anteriores (15-20 mm). Uno de sus rasgos más notables es su abundante pilosidad, sobre todo en la región ventral (Canevari y Vaccaro, 2007). Presenta cerdas largas en las mejillas, la garganta, las extremidades y los intersticios de las placas del caparazón. La coloración general del peludo es pardo-rojiza, con los bordes del caparazón algo más claros (Wallace, 2010).

Al menos en el centro de la Argentina, y posiblemente en toda la Patagonia, la reproducción comienza en primavera. La gestación dura 60-75 días, demorada por un periodo de dormición embrionaria, no bien conocido (Parera, 2002). Normalmente nacen dos crías, abren los ojos a las dos semanas y son amamantados hasta el segundo mes. La madurez sexual sobreviene aproximadamente a los 9 meses (Wallace, 2010).

Con respecto a las características propias de la especie, se puede mencionar el hábito solitario y principalmente nocturno, aunque a veces, en especial en invierno, también puede estar activo durante el día (Canevari y Vaccaro, 2007). Es buen caminador y excelente cavador; construye galerías subterráneas que tienen varias salidas. Su dieta es muy variada incluye una amplia variedad de animales como lombrices, caracoles, anfibios, huevos, pichones, ratones e incluso carroña y vegetales; en verano consume principalmente insectos, mientras que en invierno ingiere en mayor porcentaje tallos y hojas (Wallace, 2010).

Tipo de rastros: Huella relativamente robusta, gruesa, alargada, imprime garras. En miembro anterior almohadilla plantar redondeada con talón posterior, imprime sólo cuatro dedos, los centrales mucho más largos que los laterales. En las patas imprime 5 dedos de los cuales los tres centrales (II, III y IV) son más largos, con la almohadilla plantar redondeada. Fuerte impresión de garras.

Es una especie abundante y ampliamente distribuida. Está presente en una amplia variedad de pastizales (incluyendo pampas y el Chaco) y hábitats forestales. También se encuentra en paisajes cultivados (Abba et al., 2007; Abba 2008) y algunos hábitats degradados (tierras de cultivo, pasturas, jardines rurales y plantaciones). Su carne es muy apreciada, en especial en el norte argentino. Zapata Gollán (1944) lo señala como parte de la fauna de Santa Fe al rescatar los escritos sobre fauna de los primeros cronistas. De la misma manera Barquez (2006) y Canevari y Vaccaro (2007) proponen una distribución general en territorio santafesino. Estudios recientes como el de Pautasso (2008) establecen una distribución de *Chaetophractus villosus* para los departamentos San Jerónimo, San Martín, Las Colonias, La Capital, San Lorenzo, Iriondo, San Cristóbal, 9 de Julio, Vera, General López, General Obligado y San Javier.



ZORRO PAMPEANO
Orden CARNIVORA
Familia Canidae
Género Pseudalopex
Pseudalopex gymnocercus (Fischer, 1840)

Es el zorro más variable en tamaño, forma y coloración. Un manto oscuro dorsal, compuesto por pelos negros y blanquecinos, es característico en la mayoría de los ejemplares (Wallace, 2010). Cuando ausente, el dorso aparece de color bayo amarillento. Los flancos, las extremidades y la cara son por lo general de un color ocráceo, amarillento o rojizo. La garganta, a veces el pecho y buena parte de la región ventral son de color blanco puro, o blanco sucio. Su cabeza es robusta, con amplia frente y dentición bien desarrollada (Parera, 2002).

Según su alimentación se podría clasificar como carnívoro-frugívoro (Walker et al., 2007). Contenidos estomacales analizados en la provincia de La Pampa arrojaron como resultado un 50% de parte vegetales, y en segundo término juveniles de liebres europeas (*Lepus europaeus*), pequeños roedores y aves terrestres. En la región pampeana, la fracción más importante de su dieta fue la animal, en su mayor parte constituida por juveniles de la Liebre europea (*Lepus*) (Wallace, 2010). También se alimentan de aves (tinámidos), insectos y reptiles. Para Chile se informó el consumo de roedores como tucos (*Ctenomys magellanicus*), cuisés (*Cavia aperea*). En pastizales con parches de talar de la bahía Samborombón (Buenos Aires) se detectó un elevado consumo de roedores sigmodontinos y frutos de tala (*Celtis tala*) (Parera, 2002). Las semillas de ciertas plantas – Prosopis y Geoffroea – resultaron mayoritarias en el nordeste de Mendoza. Es un eficaz dispersor de varias especies vegetales, cuyas semillas retiene por espacio de 4-10hs (Wallace, 2010).

Dependiendo de la rigurosidad ambiental puede acusar o no una época definida de reproducción. En este caso, las crías llegan para primavera-verano, en momentos de mayor abundancia de recursos. La gestación dura 53-60 días y el tamaño de camada es de 2-5 crías. Los juveniles se ejercitan para cazar desde el segundo mes, y permanecen con sus padres por espacio de 4-5 meses. Las hembras pueden reproducirse en su primer año (Parera, 2002).

Animal solitario, de hábitos nocturnos y crepusculares en áreas donde es perseguido (Chebez, 2009).

Tipo de rastros: Las huellas de los miembros anteriores son más grandes que la de los posteriores, y proporcionalmente son más similares en el ancho y alto del conjunto de almohadillas, los pies son más altos que anchos. En la mayoría de los casos se observó el marcado de uñas en las huellas, sólo estuvieron ausentes en donde el sustrato resultó muy duro y apenas las almohadillas quedaron marcadas. Las trillas pueden ser dispuestas en pares de huellas (huella de mano y pie) o huellas solitarias (huella de mano, seguida de pie, mano, etc.).

Se lo encuentra en el norte y centro del país, hasta el norte de Río Negro y Neuquén, en pastizales, pajonales y bosques abiertos. Sus poblaciones en Argentina fueron reducidas considerablemente por caza, ya que es considerada peligrosa para el ganado ovino, y también por su piel (Díaz y Barquez, 2002).

Para la provincia de Santa Fe, los primeros escritos de cronistas señalan para las inmediaciones del fuerte Sancti Spiritus "... muchas maneras de caza como venados, lobos y raposas" señaladas por Zapata Gollán (1944) donde señala a esta especie como una de las raposas. Otros autores como Barquez et al. (2006) y Canevari y Vaccaro (2007) mapean a esta especie para toda la provincia pero no refieren localidades puntuales, generando de esta forma imprecisiones espaciales en su distribución. Registros confiables con fuente documental georreferenciada son aportados por Pautasso (2008), quien establece datos de presencia para 15 departamentos, de los cuales 2 (dos) registros de Caseros y 1 (uno) de Iriondo forman parte a la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe.



GATO MONTES
Orden CARNIVORA
Familia Felidae
Género Leopardus
Leopardus geoffroyi (d'Orbigny y Gervais, 1844)

Parecido al gato doméstico, con manchas negras pequeñas, de cola algo más corta y cabeza más aplanada. Tanto el tamaño como la coloración varía geográficamente pero consiste básicamente de un moteado sobre un fondo ocráceo (Parera, 2002). Existen motas o manchas negras en el dorso y los flancos, variando en número y tamaño. A los costados de las patas, las manchas se transforman en bandas transversas y, en la cola, en anillos completos o incompletos (Canevari y Vaccaro, 2007). En la parte dorsal del cuello, se nota una serie de bandas negras longitudinales. El hocico y alrededor de los ojos son blancos. Por detrás, las orejas tienen una mancha blanca característica. Existen comúnmente, ejemplares melánicos, totalmente negros. (Parera, 2002; Sunquist y Sunquist, 2002).

Con respecto a su ciclo biológico, machos y hembras alcanzan la madurez sexual entre los 18 y los 24 meses de edad, pero la reproducción ocurre cuando han logrado adquirir un territorio estable (Wallace, 2010). El estro, según datos de cautiverio se extiende hasta doce días (generalmente 5). Luego de 66 a 78 días de gestación nace una camada de entre uno y cuatro cachorros. Los nacimientos ocurren una vez al año, concentrándose entre diciembre y mayo. Los cachorros que nacen ciegos, abren los ojos cerca de los 13 días de edad, a los 30 ya deambulan y a los 50 se inicia el destete (Pereira, 2012).

Los patrones de actividad según investigaciones realizadas se pueden establecer en un área de acción total de 1,5 a 6 km² para hembras mientras que los dominios del macho alcanzan los 12 km² (Pereira, 2012) con un movimiento diario máximo de 3,7 km² (Wallace, 2010).

De hábitos mayormente nocturnos, sus presas son usualmente pequeños roedores (*Cavia*, *Ctenomys*, *Akodon*), las liebres (*Lepus europaeus*) y varias especies de aves, en particular aquellas de hábitos terrestres (Chebez, 2009).

Tipo de rastros: Las huellas marcan bien cuatro dedos de forma más o menos ovales y la almohadilla palmar o plantar es grande en proporción a los dígitos. Los dedos II y III notoriamente más juntos. La almohadilla plantar en parte anterior es convexa en tanto que, en pata, es cóncava. Lo usual es que no marquen uñas, aunque en algunos casos pueden hacerlo (resbalones profundos). Las huellas de los miembros anteriores son más o menos similares en alto y ancho. Las huellas de los miembros posteriores son levemente más altas que anchas. En muchos casos las huellas de las manos pueden encontrarse superpuestas. Las excretas son comúnmente de forma cilíndrica, de 1,5 a 2 cm de ancho y de 8 a 10 cm de largo, de color gris claro, ligeramente verdoso o negruzco. Es común que se formen constricciones o que la excreta se seccione en varios paquetes. Es común encontrar sitios donde se acumulan un número variable en forma de letrina.

La distribución geográfica comprende toda la Argentina, excepto Tierra del Fuego. Está presente principalmente en las regiones subtropicales y templadas en todo tipo de hábitats; aparentemente ausente en selvas. Es una de las especies de félidos más perseguida por su piel: más de 350.000 pieles se exportaron de Argentina entre 1976 y 1979 (Mares y Ojeda 1984, cit. Díaz y Barquez, 2002).

Barquez et al., (2006) y Canevari y Vaccaro (2007) mapean esta especie para toda la provincia de Santa Fe mientras que Pautasso (2008) establece registros para el centro – norte manifestando la inexistencia de registros confiables para la zona correspondiente a la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe.



ZORRINO COMÚN
Orden CARNIVORA
Familia Mephitidae
Género Conepatus
Conepatus chinga (Molina, 1782)

Esta especie tiene un patrón típico de coloración blanco y negro. El pelaje es largo y fino, de coloración general negra o marrón oscuro, con dos líneas blancas que se extienden desde la corona, siguen por los lados del cuerpo y llegan hasta la base de la cola (Eisenberg y Redford, 1999; Nowak, 2005; Cheida et al., 2006). Las dos líneas blancas pueden variar en su ancho y largo o incluso pueden estar ausentes. La cola es voluminosa y espesa, a veces con pelos blancos (Parera, 2002; Cheida et al., 2006). El cuerpo es compacto y la cabeza es redondeada, hocico pelado, ancho y proyectado (Cheida et al., 2006). Conepatus posee garras largas en las patas delanteras que usa para cavar sus madrigueras y para buscar alimento. Las hembras tienen tres pares de mamas.

Los zorrinos tienen visión pobre y detalles a más de 3 metros escapan de su visión, explicando la vulnerabilidad a ser atropellados en los caminos (MacDonald, 2006). Los zorrinos ubican sus presas mediante el oído o el olfato y, a veces, por la visión.

Posee dos glándulas anales para expulsar una mezcla de azufre, butano y metano de olor repugnante (MacDonald, 2006; Nowak, 2005). Cuando se sienten amenazados, en vez de escapar rápidamente, se dan la vuelta y levantan la cola violentamente. Si la amenaza continua, los zorrinos rocían la secreción como una defensa llegando con precisión a blancos de 2-6 m (MacDonald, 2006; Cheida et al., 2006). La rápida elevación de la cola comprime las glándulas anales (Cabrera y Yepes, 1940).

Con respecto a su historia natural se conoce poco sobre *Conepatus chinga*. El tiempo de gestación es de aproximadamente 42 días y el tamaño de la camada es de 2-5 crías (Nowak, 2005; Cheida et al., 2006).

De comportamiento alimenticio generalista, con una dieta mayoritariamente omnívora/insectívora altamente variable (Wallace, 2010). La dieta consiste principalmente de insectos y otros invertebrados, aunque también consume frutos y pequeños vertebrados (Montecinos y Serrudo, 2007; Montalvo et al., 2008).

En un estudio en el centro de Argentina de 372 heces, se detectó que 66 (18%) contenían pequeños vertebrados (anfibios, reptiles, aves y roedores) (Montalvo et al., 2008). Donadio y colaboradores (2004) demostraron que *C. chinga* es selectivo cuando consume invertebrados, ingiriendo considerables cantidades de escarabajos y sus larvas, incluso en áreas donde estos son escasos.

Con respecto a patrones de actividad y uso del espacio se puede expresar que la especie es principalmente nocturna aunque puede estar activo durante el día (Cheida et al., 2006). El monitoreo de dos individuos en la Patagonia argentina indicó que su actividad comenzaba entre las 19:00-22:00 horas y terminaba entre las 02:00-05:00 horas (Donadio et al., 2004).

Las hembras y los machos se unen solamente durante periodo reproductivo (Cheida et al., 2006). En un estudio de radio-telemetría en la provincia de Neuquén, Argentina, *C. chinga* tenía un área de acción de 194 ha para una hembra y 195 ha para un macho (Donadio, 2004).

Tipo de rastros: Presenta regularmente marcado los cinco dedos aunque, en ocasiones, alguno de los laterales no se marca. Las manos se diferencian porque usualmente se marca la punta de las uñas alejadas de los dedos (ya que posee uñas más largas en manos que en pies). Además, los dedos son más separados. Los pies poseen uñas cortas que en muchas ocasiones no se marcan en la huella. En una huella bien marcada se puede apreciar que los dedos son libres en



los extremos y están unidos a la planta del pie en su base. El conjunto (dedos y planta) es en general más alargado, no tan redondeado como la mano.

Se distribuye desde el norte de nuestro país, hasta Neuquén y Río Negro (Chebez, 2009). Ocurre en gran variedad de hábitats, desde la región chaqueña a la subestepa cordillerana, hasta los 3000m de altura en Tucumán (Redford et al., 1992). Prefiere áreas abiertas, como campos y bordes con matorrales, aunque también es observado en ambientes con bosques primarios y secundarios (Parera, 2002; Cheida et al., 2006).

En Santa Fe, Pautasso (2008) lo cita para el centro – norte de la provincia estableciendo en el sur 1 (uno) registro de *Conepatus chinga* para el Departamento Caseros.

HURÓN MENOR

Orden CARNIVORA

Familia Mustelidae

Genero Galictis

***Galictis cuja* (Molina, 1782)**

Es la especie más pequeña de los hurones. Machos y hembras son similares, pero las hembras son más pequeñas, delgadas y pesan menos (Yensen y Tarifa, 2003). *G. cuja* se caracteriza por tener cuerpo delgado y alargado, cuello largo, pecho estrecho, patas cortas y cola corta cubierta con pelo espeso y largo. La cabeza es pequeña y plana con orejas cortas, anchas y redondeadas. La parte superior de la cabeza, la espalda, los lados y la cola están cubiertos por pelaje entrecano (Canevari y Vaccaro, 2007). Los pelos protectores son negros con puntas de color crema u amarillento. La cara, la garganta, el vientre y las patas tienen pelaje negro sólido o algunas veces grisáceo pero mucho más oscuro que el dorso (Parera, 2002). En esta especie, se observa línea estrecha de pelos amarillentos o crema que cruza de manera diagonal de la frente a los hombros, resultando en un notable patrón bicolor. Los pelos protectores son duros, pero la felpa o vello es corto y suave. Las vibrisas y el hocico son negros (Canevari y Vaccaro, 2007).

Las patas tienen cinco dedos fuertes, conectados por una membrana en aproximadamente 75% de su longitud. Las garras son cortas y curvas. Los talones están cubiertos de pelo, pero las plantas son desnudas (Yensen y Tarifa, 2003). La locomoción es semiplantigrada y las patas están adaptadas para correr y trepar. Sin embargo, también puede nadar bien y las patas tienen membranas interdigitales. En el suelo se mueve rápidamente con un movimiento en forma de onda o zig-zag o corre con un galope corto y con su espalda arqueada. La membrana que une los dedos es visible en las huellas (Wallace, 2010). Ambos sexos, tienen glándulas anales olorosas que son activadas solamente, cuando el animal está agitado. Las hembras tienen cuatro pares de mamas, 1 inguinal y 3 abdominales.

Con respecto a la reproducción, se conoce poco sobre esta especie, pero el tamaño de la camada es de 2-5 crías y se han observado juveniles en mayo y agosto (MacDonald, 2006). En la costa atlántica de Uruguay, el período reproductivo fue al final de octubre, cuando se registraron tres crías que nacieron con los ojos cerrados en los primeros días de diciembre (Kraus y Rödel, 2004). Observaciones de una pareja cazando cuando tenían crías sugieren que la especie podría ser monógama (Yensen y Tarifa, 2003) porque los machos invierten tiempo en el cuidado de las crías.

Con respecto a su dieta, *G. cuja* es carnívoro y su dieta consiste principalmente, de mamíferos (especialmente roedores y lagomorfos) y, en menor proporción, reptiles y aves (Yensen y Tarifa, 2003; Kraus y Rödel, 2004; MacDonald, 2006). La importancia de los mamíferos en la dieta de esta especie fue documentada mediante estudios realizados en Chile y Argentina. En Chile central, los mamíferos aportaron el 82.4% (35.2% roedores; 26.5% lagomorfos introducidos y 20.7% mamíferos no identificados) de la dieta, mientras que los reptiles representaron el 14.7% y las aves el 2.9%. En dos estudios de la Patagonia Argentina, los mamíferos (principalmente roedores y lagomorfos) fueron las presas más importantes de



G. cuja, constituyendo el 74.8% de la dieta (Wallace, 2010). En otro estudio se observó que el 87% de la dieta fueron mamíferos, 7.8% aves y 5.2% invertebrados (Zapata et al., 2005). La presencia en las heces de restos de edentados, carnívoros y ungulados (incluyendo ovejas) indican que esta especie también consume carroña (Zapata et al., 2005). La depredación puede ser selectiva, por ejemplo, en el noroeste de la Patagonia Argentina, hasta el 96% de la dieta estuvo constituida por lagomorfos, cuando la densidad fue alta (Wallace, 2010). La depredación selectiva de *G. cuja* puede llevar a la extensión local de la especie preferida. Así, la depredación sobre *Cavia aperea* causó su extinción local en el parque Nacional Refugio de Fauna Laguna de Castillos en Uruguay (Wallace, 2010).

Con respecto al uso del espacio, *G. cuja* es mayormente solitario, pero puede ser observado en pequeños grupos familiares. Se han reportado grupos de 3-5 individuos caminando en una fila simple. No existen mayores datos publicados sobre uso del espacio, organización social o demografía (Wallace, 2010).

Tipo de rastros: Las manos marcan cinco dedos con garras cortas y delgadas, además de una almohadilla plantar y una subplantar ligeramente cargado hacia el lado del dedo meñique. Los dedos III y IV son más grandes y el V el más pequeño. Las patas tienen cinco dedos con garras cortas y delgadas, además de una almohadilla plantar; ocasionalmente, puede marcar hasta el talón. Tanto las manos como las patas presentan piel interdigital, la cual puede marcarse en huellas profundas.

Esta especie, se distribuye en todo el norte de la Argentina hasta Chubut, en prácticamente todos los hábitats de todas las regiones fitogeográficas donde está presente, hasta los 3500 m de altura (Redford y Eisenberg, 1992; Chebez, 2009). En Santa Fe Pautasso (2008) lo reporta para los departamentos Caseros, Vera, 9 de julio, Las Colonias, General López, Castellanos, San Martín, San Javier, Garay, Rosario, La Capital y San Jerónimo. Dentro de la cuenca del río Carcaraña en la Provincia de Santa Fe, *Galictis cuja* tiene 1 (uno) solo registro para el departamento Caseros.

COIPO

Orden RODENTIA

Familia Myocastoridae

Género Myocastor

Myocastor coypus (Molina, 1782)

Roedor acuático de aspecto robusto, cabeza rectangular, orejas pequeñas y ojos ubicados en posición elevada, en línea con los orificios nasales y auditivos (línea de flotación) (Parera, 2002). Una densa serie de vibrisas faciales en pómulo y hocico se orientan hacia fuera, conformando una verdadera pantalla táctil (Wallace, 2010). Sus grandes incisivos de crecimiento continuo son –en adultos reproductivos– de color anaranjado (MacDonald, 2006).

Sus patas son cortas, más desarrolladas las traseras. Sus amplios pies tienen 4 dedos largos unidos por membranas bien desarrolladas (Canevari y Vaccaro, 2007). Los 4 dedos de la mano son cortos, están desprovistos de membrana, y poseen gran capacidad prensil. Su cola es larga, cilíndrica y escasamente cubierta de pelos que se dejan ver su superficie oscura y escamosa. El pelaje posee dos capas que le confieren impermeabilidad y resistencia a las bajas temperaturas (Parera, 2002).

Los machos son algo mayores y las hembras poseen 4-5 pares de mamas laterales en posición inusualmente elevadas (MacDonald, 2006).

De hábitos diurnos y nocturnos, su ritmo de actividad se amolda a las circunstancias (época del año, clima y predadores). En la zona de Lujan (Buenos Aires) muestran un pico de actividad entre las 13 y 14 horas, mientras que en campos agrícolas al sur de la misma provincia, son más activos de 18 a 20 horas (Parera, 2002).

Al parecer viven en parejas estables, relacionadas en grupos más amplios. El área de acción de 6 ejemplares radio-



asistidos en la zona del delta del Paraná fue 12,3 ha (promedio total), con un área más utilizada de 0,9 ha. Los desplazamientos diarios, mayormente nocturnos (2-4hs.), variaron entre 400 y 2600m (Parera, 2002). Su dieta es exclusivamente herbívora con preferencia a monocotiledoneas (gramíneas y ciperáceas) y herbáceas acuáticas (Wallace, 2010).

Presenta una alta tasa reproductiva: 2-3 camadas anuales (MacDonald, 2006). El estro se presenta 1-2 días luego del parto. Entonces, en el término de pocas semanas, la pareja copula varias veces generalmente en el agua. La implantación del ovulo fecundado ocurre 10 días después y la gestación se extiende por 130 días. Las camadas constan de 2-13 crías (4-6 con frecuencia) (Wallace, 2010). Las crías nacen con ojos abiertos y notable dominio de sus movimientos. Son amamantadas durante 2 meses. Los juveniles comienzan a incorporar alimento vegetal tempranamente, generalmente a la semana pueden sobrevivir sin su madre (MacDonald, 2006). Al año los machos en capacidad reproductiva se dispersan buscando establecerse en el seno de otro grupo, pudiendo viajar grandes distancias.

Habita ambientes acuáticos de diverso tipo, lagunas, bañados, ríos y arroyos. Aún, en campos inundables y áreas de cultivo bajos riego con 15 cm de agua en el suelo. En cursos de agua correntoso prefiere canales o bañados aledaños (Parera, 2002).

Tipo de rastros: La mano presenta cinco dedos libres, pero normalmente imprime tres y grandes garras. La huella de la pata es notablemente más larga que ancha, presenta cinco dedos los que a excepción del dedo V (medial) están unidos por membrana natatoria que en ocasiones se imprime. Las excretas tienen forma de embutido alargado y algo corvo, de color verde apagado.

Habita en las provincias del norte y centro de Argentina, hasta aproximadamente los 47° de latitud sur (Chebez, 2009).

En Santa Fe, Pautasso (2008) lo reporta para los departamentos Constitución, General López, La Capital, Garay, San Javier, San Jerónimo, Las Colonias, General Obligado, San Martín, Vera y 9 de julio. Dentro de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe, *Myocastor coypus* según este autor no tiene registro.

DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS NATIVOS MEDIANOS Y GRANDES

Existen diferentes formas de conocer la diversidad biológica, la más común es inventariarla, es decir, catalogar los elementos que la componen en un tiempo y área específica (Halffter et al., 2005) para obtener lo que se conoce como riqueza específica (número de especies presentes en un determinado sitio). De acuerdo con Magurran (1989), Halffter y Ezcurra (1992) y Magurra y McGill (2011) la biodiversidad no depende solamente de la riqueza de especies (S), sino también de la dominancia de cada una de ellas (se refiere a la superioridad numérica de cada especie en función de la comunidad), por lo tanto, la diversidad también debe ser analizada tomando en cuenta la abundancia que presentan las especies (Arita, 1993; Fa y Morales, 1998). La abundancia se puede estimar de dos maneras, como abundancia absoluta, que se refiere al número de individuos de una especie en un área determinada (Aranda, 2000; Ojasti, 2000) o la abundancia relativa, que se refiere al número de individuos o rastros por unidad de esfuerzo (Aranda, 2000; Carrillo, 2000; Naranjo, 2000; Sadlier et al., 2004; Mathot y Doucet, 2006; Aranda, 2012).

Desde el punto de vista geográfico, la diversidad se puede medir en tres escalas: la diversidad alfa, que mide la riqueza o variedad de especies dentro de un determinado hábitat, la diversidad beta que mide el recambio de especies (cambio en la composición de especies) entre hábitats y la diversidad gamma, entendida como la riqueza de especies de un conjunto de hábitats (el "pool" de especies a escala regional), es decir, representa la diversidad de un conjunto de sitios o comunidades que integran un paisaje (Whittaker, 1972; Halffter y Ezcurra, 1992; Arita, 1993; Fa y Morales, 1998; Moreno, 2001; Halffter y Moreno 2005; Magurran y McGill, 2011).



A nivel de paisaje los componentes alfa, beta y gamma son especialmente útiles para medir y monitorear los efectos de la actividad humana sobre la fauna silvestre (Koleff y Soberón, 2008). Por ejemplo, la modificación parcial o fragmentación de los paisajes puede repercutir en extinción de especies a nivel local (diversidad alfa), pero la aparición de distintas condiciones ambientales (mayor heterogeneidad) puede aumentar el grado de reemplazo (diversidad beta). Si los cambios favorecen la entrada de elementos externos, al integrarse éstos al conjunto regional aumentan la diversidad gamma (Halffter, 1998; Moreno, 2001; Magurran y McGill, 2011). Lo que siempre ocurre es un cambio en las frecuencias y en el orden de dominancia de las especies.

Además, estos métodos son útiles para la determinación de patrones de distribución.

La evaluación de la contribución de la diversidad alfa, beta y gamma en el establecimiento de dichos patrones es ampliamente aceptada (Pressey et al., 1993; Caldecott et al., 1996; Dobson et al., 1997; Ceballos et al., 1998; Margules y Pressey, 2000; Ceballos y Simonetti, 2000; Fairbanks et al., 2001; Rodrigues y Gastón, 2002; Faith et al., 2003; Kerley et al., 2003; Rodríguez et al., 2004; Ceballos et al., 2005; García, 2006; García et al., 2007), siendo utilizada, por ejemplo, para ubicar áreas prioritarias para la conservación ya sea por su alto grado de diversidad, endemismo, reemplazo o vulnerabilidad a la extinción, entre otras (Rosenzweig, 1995; Brown y Lomolino, 1998; Ceballos y Simonetti, 2000; Rodríguez et al., 2004; Orme et al., 2005; Ceballos y Ehrlich, 2006; García et al., 2007; Ceballos, 2007). Un mejor entendimiento de los patrones de distribución de las especies es un aspecto esencial, no sólo para los estudios básicos de ecología sino también para la conservación de las especies; en particular, el componente β captura un aspecto de los patrones de la diversidad cuyo estudio es central para entender los patrones geográficos de la riqueza de especies (Koleff, 2002). La alta diversidad β de muchos grupos biológicos tiene importantes implicaciones para la biología de la conservación y en el manejo y planteo estratégico de identificación de sitios prioritarios para preservar el patrimonio biológico (Sarukhán et al., 1996), ya que implica que para la conservación de una parte representativa de la biodiversidad se requiera una red de áreas protegidas con mayor número de sitios.

Métodos para estimar la presencia de mamíferos medianos y grandes.

Tradicionalmente, los inventarios mastofaunísticos se han realizado mediante la colecta directa de los ejemplares para su eventual depósito en alguna colección mastozoológica (Wallace, 2010). Estas colecciones están constituidas por restos orgánicos de los mamíferos, como lo son el cráneo, la piel, los esqueletos y el cuerpo completo (Díaz et al., 1998). La obtención de este material implica el sacrificio de los individuos. En las colecciones, las diferentes especies no están representadas de igual manera, en términos generales, los mamíferos grandes y medianos ($\geq 1000g$) (Rumiz et al., 1998; Pacheco et al., 2002; Navarro, 2005; Martínez et al., 2008; Oliveira et al., 2009) están pobremente representados en comparación con los mamíferos pequeños ($< 1000g$). Por lo general, en las colectas de mamíferos pequeños, se pueden tomar varios individuos sin afectar a la población local, además de que su colecta requiere de trampas ligeras o redes de fácil transporte, pudiéndose activar un número importante de trampas o redes en un área pequeña y en poco tiempo (Aranda, 2012). Sin embargo, en el caso de los mamíferos medianos y grandes no se pueden coleccionar varios individuos sin afectar la población local, además de que su colecta requiere de trampas pesadas y/o no de fácil transporte y sólo se pueden activar un número pequeños de estas trampas (Aranda, 2012). Todo esto, aunado al precario estado de conservación que presentan hoy en día muchas especies, hace de la utilización de cámaras trampa y del rastreo, algunas de las herramientas más importantes para la obtención de datos en la investigación mastozoológica (Zapata-Ríos et al., 2006; Monroy – Vilchis et al., 2011), ya que, actualmente, son una de las pocas formas de registrar la presencia de muchas especies de mamíferos y



de obtener información sobre sus movimientos en vida libre y su hábitat, entre otros detalles, sin afectar de ningún modo sus poblaciones (Aranda, 2012).

Como se mencionó, la búsqueda de rastros es una técnica ampliamente utilizada para determinar la presencia de mamíferos medianos y grandes (Becker et al., 1991; Acosta, 1999; Simonetti y Huareco, 1999; Aranda, 2000; Villalba et al., 2000; Arvalo, 2001; Gómez et al., 2001; Pardini, 2003; Guzmán, 2004; Guzmán-Lenis y Camargo-Sanabria, 2004; Navarro Arquez, 2005; Rocha et al., 2006; Zapata-Ríos et al., 2006; Canevari et al., 2007; Martínez et al., 2008; Pautasso, 2008; De Angelo et al., 2008; Skewes Ramm, 2009; Monroy García, 2009; Lozano Rodríguez, 2010; Monroy – Vilchis et al., 2011; Aranda, 2012; Lavariega et al., 2012; Medina et al., 2012).

Una definición restringida de rastro, podría mencionarse como un “*vestigio, señal o indicio que dejan los mamíferos durante sus actividades*” (Aranda, 2012).

Diversos autores consideran a los métodos indirectos como una excelente alternativa para el registro de mamíferos, en muchos casos con más ventajas que los conteos fundados en su observación o captura (métodos directos). Algunas de las ventajas son que, en general, son más sencillos de aplicar, son independientes de la hora del día, pueden ser usados para documentar la presencia y abundancia de muchas especies que son sensibles a la presencia humana, son útiles cuando las especies de interés son nocturnas, crípticas o difíciles de capturar y recapturar; las observaciones pueden ser hechas independientemente del tiempo de actividad de las especies, ya que las huellas permanecen por largos periodos de tiempo (Bilenca et al., 1999; Simonetti y Huareco, 1999; Aranda, 2000; Carrillo et al., 2000; Ojasti, 2000; Pardini, 2003; Malinalli Cortéz, 2009; Aranda, 2012), suelen ser bastante más económicos que el resto de los procedimientos y finalmente, son alternativas importantes y en ocasiones únicas para el estudio de la distribución y abundancia de ciertos vertebrados poco accesibles (Tellería, 1986).

Ahora bien, el método de transectos lineales en busca de rastros se ha convertido en un instrumento muy importante en la evaluación de mamíferos medianos y grandes (Ojasti, 2000; Zapata-Ríos et al., 2006; Martínez et al., 2008; Aranda, 2012; Medina, 2012), pudiendo establecerse al azar o en forma sistemática en cada tipo de hábitat donde se quiere estimar la presencia, abundancia relativa y densidad poblacional de medianos y grandes mamíferos (Wallace, 1999; Painter et al., 1999; Maldonado, 2000; Ojasti, 2000; Rabinowitz, 2003; Wallace, 2010; Bautista Zúñiga, 2011).

Métodos indirectos

Rastro: Como se mencionó anteriormente estos consistieron en llevar a cabo la búsqueda de indicios que nos indican la presencia de mamíferos grandes y medianos, tales como huellas, excretas, madrigueras, rascaderas, echaderos, señales de ramoneo en la hierba, senderos, restos de animales muertos (pelos y huesos) y sonidos, entre algunos otros (Pardini, 2003; Aranda, 2012). Una vez localizado algún rastro, se anotan las características en una planilla de campo (Anexo 1), como ser: número y medida de excretas y/o huellas encontradas, medidas del echadero o madriguera y especie o posible especie a la que pertenece dicho hallazgo. Se utiliza un Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés) marca Garmin Etrex, con el cual se toman las coordenadas en cada punto en que se encuentren rastros, así como también, se realiza el registro fotográfico de todos los hallazgos.

A continuación, se describen cada una de las técnicas utilizadas en el campo para el registro de los rastros:

Elaboración de moldes de yeso de huellas encontradas: Para esto, se utilizó la técnica descrita por Aranda (2012), la cual consiste en obtener moldes de yeso por medio de vaciado en medio de las huellas dejadas en el suelo por las almohadillas plantares. Se toman fotografías de las huellas encontradas siempre con una referencia de tamaño a un lado.

Adicionalmente, para las huellas que estén muy borrosas se realiza el dibujo en acetato transparente, colocando



dicho acetato encima de la huella y trazando la forma de la misma, con la ayuda de un marcador (Smallwood y Fitzhugh, 1993). Tanto los moldes en yeso como los dibujos en acetato, son confrontados con catálogos de huellas de mamíferos (Becker et al., 1991; Acosta, 1999; Aranda, 2000; Villalba et al., 2000; Arvalo, 2001; Guzmán, 2004; Canevari et al., 2007; De Angelo, et al., 2008; Pautasso, 2008; Skewes Ramm, 2009; Wallace, 2010; Aranda, 2012) y colecciones ya existentes.

Identificación de excretas: Se utiliza la metodología descrita en Aranda (2000), que consiste en analizar detenidamente el contenido, la forma y las medidas de cada excreta encontrada y, con la ayuda de manuales de identificación ilustrados (Becker et al., 1991; Acosta, 1999; Aranda, 2000; Villalba et al., 2000; Arvalo, 2001; Guzmán, 2004; Canevari et al., 2007; De Angelo et al., 2008; Pautasso, 2008; Skewes Ramm, 2009; Wallace, 2010; Aranda, 2012) se comparan las heces encontradas con las ilustradas a escala real. En todos los casos, se toman fotografías de las excretas con una referencia de tamaño a un costado. En los casos que sea posible, se realiza una colecta de la excreta a fin de analizar su contenido, y así, poder realizar una identificación más confiable de la especie.

Identificación de madrigueras, rascaderas, echaderos y señales de ramoneo: Se toman fotografías de los hallazgos a fin de identificarlos.

Métodos directos

Avistamiento directo: Esta técnica implica la detección y registro de los ejemplares vivos que puedan ocasionalmente, ser observados durante el recorrido de los transectos (Ojasti, 2000; Gonzales, 2010; Wallace, 2010, Pereira, 2012).

Trampas cámara: La técnica de fototrampeo en estudios poblacionales de mamíferos (no roedores ni quirópteros) es una herramienta confiable y no invasiva (Silveira et al., 2003; Pinto de Sá Alves y Andriolo 2005; Monroy-Vilchis et al., 2009), que contribuye a su estudio y ofrece ciertas ventajas en comparación con otros métodos como el trampeo directo y la telemetría, ya que estos últimos son más costosos, proporcionan un reducido número de registros, además de que alteran el comportamiento de los individuos (Krausman, 2002). La eficiencia del fototrampeo ha sido demostrada en trabajos como el de Silveira et al. (2003) en Brasil, quienes compararon los índices de abundancia relativa obtenidos a través de diversos métodos, y concluyeron que el fototrampeo junto a la identificación de rastros son los más apropiados, ya que permiten una rápida evaluación del status de conservación de la vida silvestre. Además, a partir de las fotografías es posible registrar especies crípticas, que se mueven largas distancias o que están en bajas densidades (Srbek-Araujo y Garcia 2005; Monroy – Vilchis et al., 2009). Sus ventajas incluyen la precisión en la identificación a nivel específico y frecuentemente individual, una eficiencia de detección similar en animales diurnos y nocturnos y la confirmación de especies cuyas huellas no se diferencian (Maffei et al., 2002; Trolle y Kéry 2003; Wallace et al., 2003; Karanth et al., 2004; Maffei et al., 2004; Di Bitetti et al., 2006; Soisalo y Cavalcanti 2006; Dillon y Kelly 2008; Maffei y Noss 2008). Además, las cámaras son útiles para evaluar patrones de actividad (Maffei et al., 2002; Rumiz et al., 2002; Pinto de Sá Alves y Andriolo 2005; Di Bitetti et al., 2006; Monroy-Vilchis et al., 2009) y uso de habitat (Bowkett et al., 2007).

Colecta de animales muertos: Se los fotografía y se colectan los hallazgos obtenidos. Todo material colectado, es identificado e ingresado a la colección del Área de Ciencias Naturales del Museo y Archivo Histórico Municipal “Don Santos Tosticarelli”.

Métodos para medir la diversidad

Diversidad alfa

Uno de los indicadores de la diversidad bio-lógica más ampliamente estudiado, es el número de especies que habitan una región específica. El número de especies de un taxón superior presentes en una localidad, se conoce como



diversidad alfa (α). Esta definición asume que existe cierta “homogeneidad” en la localidad, de manera que α es la riqueza biológica que coexiste en un área homogénea del paisaje (Whittaker 1960; 1972). Dicha área es la unidad de muestreo, es decir, el fragmento de vegetación que estudiamos en términos generales equivalente a una muestra de una comunidad.

Obviamente, la escala local depende del taxón en cuestión y puede ser una unidad de centímetros cúbicos, para bacterias, o de kilómetros cuadrados, para mamíferos medianos y grandes (Whittaker et al., 2001). Sin embargo, la diversidad α se ha definido solo como una medida del número de especies que habitan un espacio, sin considerar los procesos que subyacen, que incluso pueden ser de escalas regionales (Loreau, 2000). La definición de diversidad α también supone un concepto de temporalidad, ya que las especies que se han registrado en una región cualquiera están referidas a un periodo relativamente corto en el cual las condiciones del hábitat han permanecido relativamente estables. Así, el concepto de diversidad α implica una consideración sobre la predominancia de factores locales (ecológicos) “relativamente homogéneos” sobre los factores biogeo-gráficos o evolutivos, o en torno a la heterogeneidad in-trínseca a grandes regiones espaciales, en la determinación del número de especies.

Abundancia relativa: Según Walker et al. (2000), un índice de abundancia relativa es una medida relacionada con la abundancia animal, obtenida por medio de un conteo incompleto que generalmente no detecta a todos los individuos presentes en el área estudiada, por lo que no se puede establecer el número total de ellos. Este índice supone que la evidencia de la presencia de una especie (sus rastros en este caso), estarán ausentes en áreas donde la especie esté ausente pero su frecuencia será diferente de cero y aumentará en la medida que el tamaño poblacional sea mayor (Simonetti y Huareco, 1999).

Este índice de abundancia relativa para mamíferos, emplea los conteos indirectos de fauna, utilizando diferentes tipos de signos dejados por la especie de estudio que son recogidos en unidades de muestreo (transectos o caminos). Para este índice un grupo de huellas o fecas, una cueva o madriguera se toman como un indicio o rastro, de manera que la abundancia relativa se mide en número de indicios/kilómetros recorridos (Aranda, 2000; Carrillo, 2000; Naranjo, 2000; Sadlier et al., 2004; Mathot y Doucet, 2006; Aranda, 2012). La identificación y evaluación de las huellas ha sido usada como un índice de abundancia, sobre todo para especies de difícil visualización o captura (Wilkie y Finn, 1990; Nichols y Conroy, 1996; Stander et al., 1997).

La abundancia relativa, además de ofrecer información sobre la fauna, también permite obtener inferencias acerca del medio en el cual se desenvuelven los individuos; por ejemplo Meyer et al. (2000), afirmaron que la cantidad de rastros encontrados se reduce por efectos de colonización, mostrando la influencia antrópicas en la abundancia de la fauna (Aranda, 2000).

Sin embargo, según Walker et al. (2000), en este tipo de conteos se debe tener en cuenta dos fuentes de variación importantes: la variación espacial y la variación en la relación entre el estadístico de conteo y la abundancia real. La última, incluye además las diferencias en las tasas de producción del rastro en un mismo individuo o entre individuos y la detectabilidad del rastro la cual puede variar entre sitios o entre tiempos. Según los autores, esta variación se debe intentar neutralizar con un diseño adecuado para el lugar y las especies de acuerdo a su historia natural, ya que los individuos en las poblaciones no se distribuyen de manera uniforme. La incertidumbre debida a la variación espacial se da cuando no se puede aplicar la técnica de monitoreo en la totalidad del área. En este caso, los autores aconsejan que se deban seleccionar áreas de muestreo dentro del área de interés y aplicar el esfuerzo de muestreo solo en esas áreas; los resultados encontrados son utilizados para elaborar inferencias sobre la totalidad del área trabajada. Walker et al. (2000), comentaron que el muestreo espacial generalmente implica la división del área en unidades muestrales potenciales por medio del muestreo



aleatorio, pero en algunos casos, es recomendable dividir el área de estudio de acuerdo a la heterogeneidad ambiental presente en el lugar.

La estimación relativa es la base de programas de seguimiento y gran cantidad de investigaciones ecológicas, donde se busca hacer inferencias acerca de variaciones en el espacio y el tiempo, al establecer si las condiciones bióticas, experimentales o ambientales se relacionan con variaciones de la abundancia, en diferentes hábitats en el tiempo (Walker et al., 2000).

Los índices de abundancia relativa son importantes en los esfuerzos en conservación de los grandes mamíferos, donde los estudios se han concentrado en entender como factores ecológicos y antropogénicos influyen la distribución y abundancia (Jiménez, 2001; Altrichter y Boaglio, 2003).

Diversidad beta

En el aspecto teórico, la diversidad beta se ha reconocido como un elemento clave para entender la relación que existe entre la diversidad regional y la local (Cornell y Lawton 1992; Ricklefs y Schluter 1993; Koleff et al., 2003; Rodríguez, 2006). Por otro lado, existe una relación inversa entre la diversidad beta de una región y las áreas de distribución de las especies dentro de esa región (Harrison et al., 1992; Pineda, 2005). En su definición más amplia, el área de distribución de una especie es la extensión geográfica que ocupa (Brown et al., 1996). De esta manera intuitiva, el área de distribución y la diversidad beta se relacionan de la siguiente manera: si en una región las especies ocupan en promedio una pequeña parte del territorio (tienen áreas de distribución pequeña), los sitios difieren entre sí en cuanto a la composición de especies, es decir, la diversidad beta es alta. Si por el contrario, las especies se distribuyen en una gran parte de la extensión de la región (tienen áreas de distribución amplia), los sitios se parecen entre sí en términos de la composición de especies y la diversidad beta es baja (Routledge, 1977; Arita y León-Paniagua 1993; Rodríguez et al., 2003; Soberón et al., 2005; Flores-Villela et al., 2005). Esta relación, ha sido formalizada matemáticamente y es una herramienta útil para el entendimiento de los patrones de diversidad (Routledge, 1984; Arita y Rodríguez, 2002).

Por otra parte, Kareiva (2003) menciona que es fundamental entender que este espacio o paisaje donde el ensamble de especies se distribuye no es homogéneo, sino más bien heterogéneo (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995; Farina, 1998). En este sentido la heterogeneidad ambiental, es otro factor determinante de la diversidad beta (Whittaker, 1960), tal como se ha mencionado previamente, ya que la distribución diferencial de los organismos dentro del espacio está relacionada con las diferencias en condiciones y recursos disponibles para los organismos entre sitios (Balvanera, 1999).

La diversidad beta además ha sido usada, en un sentido más amplio, para expresar la similitud-disimilitud, la complementariedad en la composición y el reemplazo espacial de las especies entre dos o más áreas (Koleff, 2005). Los índices de similitud, expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta (Magurra, 1988). De igual manera, el concepto de complementariedad se refiere al grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas, por lo tanto mientras el valor de complementariedad sea cercano o igual a uno, los sitios son muy diferentes en términos de composición de especies y la diversidad beta es alta (Colwell y Coddington, 1994). Por último, cuando se obtiene un alto valor de reemplazo de especies, la diversidad beta también es alta, en términos de que más especies son ganadas o perdidas a través de un gradiente ambiental (Cody, 1993).

Un mejor entendimiento de los patrones de distribución de las especies es un aspecto esencial, no sólo para los estudios básicos de ecología sino también, para la conservación de las especies; en particular, el componente β captura un aspecto de los patrones de la diversidad cuyo estudio es central para entender los patrones geográficos de la



riqueza de especies (Koleff, 2002). La alta diversidad β de muchos grupos biológicos en nuestro país tiene importantes implicaciones para la biología de la conservación y en el manejo y la planeación estratégica de identificación de sitios prioritarios para preservar nuestro patrimonio biológico (Sarukhán et al., 1996), pues implica que para la conservación de una parte representativa de la biodiversidad se requiere una red de áreas protegidas con mayor número de sitios.

Diversidad gamma

Whittaker (1972) define la diversidad gamma como la riqueza en especies de un grupo de hábitats (un paisaje, un área geográfica, una isla) que resulta como consecuencia de la diversidad alfa de las comunidades individuales y del grado de diferenciación entre ellas (diversidad beta). La mayoría de los esfuerzos realizados para medir la biodiversidad en áreas que incluyen más de un tipo de comunidad se basan en la presentación de listas de especies en sitios puntuales (diversidad alfa), describiendo la diversidad regional (gamma) en términos de números de especies, o bien con cualquier otra medida de diversidad alfa (Moreno, 2001).

PATRONES ESPECIALES DE LA DIVERSIDAD

Una de las características más conspicuas de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea, por lo que los patrones espaciales de la diversidad de especies y los procesos asociados a los mismos han sido objeto de estudio desde hace mucho tiempo y desde diferentes escalas y enfoques, tales como la ecología de comunidades, la biogeografía y más recientemente desde la perspectiva de la macroecología (Koleff y Soberón, 2008). El denominador común en todos estos estudios finalmente, subyace en el conocimiento de las áreas de distribución de las especies y su arreglo espacial, ya que la respuesta de las distintas especies a las condiciones climático-ambientales y por lo tanto, a su capacidad para adaptarse a los cambios en su ambiente natural son importantes para su conservación (Alsos et al., 2009).

Considerando desde los estudios más generales hasta los realizados para un país o región del mundo, las investigaciones de riqueza de especies albergadas en unidades geopolíticas a escala mundial (Mittermeier y Goettsch, 1992; Gaston y Blackburn, 2000) hacen notar que para muchos grupos de organismos hay una menor concentración de especies hacia los polos, en las regiones altas de las montañas y en las zonas más secas del mundo, mostrando un gradiente latitudinal en diversidad de especies (Kaufman, 1995; Kaufman y Willig, 1998; Macdonald, 2006), el cual se explica por variables ambientales (Currie, 1991; Kerr y Packer, 1997; Badgley y Fox, 2000; Hawkins et al., 2003).

Conocer la distribución de los organismos a nivel global, es interesante por numerosas razones: identificar zonas ricas en recursos, investigar las interacciones de competencia o cooperación entre individuos, reconocer la influencia de algunos individuos sobre otros, comprender la estructura social dentro de una población, identificar regiones aprovechadas por la población o la comunidad, entre otras.

Ahora bien, la distribución geográfica de las especies y los factores que la determinan han sido objeto de numerosos estudios ecológicos (Brown et al., 1995). Los primeros estudios en este sentido generalmente eran aplicados a comprender la distribución de especies de importancia comercial. Posteriormente, aparecieron estudios en los que se analizó la distribución de las especies desde un punto de vista ecológico en donde las primeras generalizaciones que se propusieron estuvieron relacionadas con los límites de la distribución de las especies; así por ejemplo, para el caso del hemisferio norte, estaban determinados por factores climáticos, mientras que para el hemisferio sur, dependían más de las interacciones ecológicas entre especies (Dobzhansky, 1950). Sin embargo, estos patrones son muy amplios y se sabe bien que al refinar la escala de estudio y pasar de escalas globales a escalas regionales, nacionales y más aun locales, los patrones son más complejos (Koleff y Soberón, 2008). Algunas de estas ideas se conocen desde los trabajos de Von Humboldt, Wallace, Darwin y Sclatter (Koleff y Soberón, 2008).



La idea de que las áreas de distribución de las especies pueden predecirse con base a datos climáticos sigue analizándose en estudios ecológicos (Root, 1988; Ceballos y Simonetti, 2000; Naoki et al., 2006; Ramos Vizcaíno et al., 2007; Kolef y Soberón, 2008) sin embargo, las condiciones en que viven la mayoría de los organismos no corresponden exactamente a las del clima global, ya que éstos habitan en microclimas. A su vez, los microclimas son regulados por la vegetación de una zona, especialmente al nivel del suelo, al influir sobre la humedad, la evaporación y la temperatura (Smith y Smith, 2001). Por otra parte, la transformación y pérdida del hábitat, por actividades antropogénicas por ejemplo, son considerados en la actualidad los factores causales más importante en la extinción de los mamíferos (Schipper, 2008), debido a su capacidad de erosionar el rango de distribución (Margules y Preseey 2000; Araújo et al., 2004; Araújo et al., 2011).

En estudios locales, donde las áreas son llanas, sin barreras geográficas, una variante en estudios sobre patrones espaciales es asociar la distribución de especies animales con la disponibilidad de ciertos hábitats considerados adecuados para la especie en cuestión, y a partir de esto, lograr establecer asociaciones con variables propias del lugar (Collins y Glenn, 1997; Badgle y Fox, 2000; Morrone y Ruggiero, 2000; Mittelbach et al., 2001; Whittaker et al., 2001; Willis y Whittaker, 2002; Morrone y Escalante, 2002; Hawkins et al., 2003; Willig et al., 2003; Steiner y Leibold, 2004) ya que los factores que influyen en la distribución de un determinado taxón, varían dependiendo de la escala del estudio. Actualmente, se han desarrollado diferentes métodos que incluyen diversos tipos de variables (ambientales, biológicas y antrópicas), que permiten conocer con mayor precisión los factores que limitan la distribución de las especies a nivel local. Estos métodos, a través del análisis espacial han contribuido para establecer planes de conservación a diferentes escalas (Peterson y Vieglais, 2001; Araújo et al., 2002; Ferrier, 2002; Anderson y Martínez-Meyer 2004; Graham et al., 2006; Araújo et al., 2008; Thorn et al., 2009). Para estos diseños, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han jugado un papel muy importante en los últimos años, ya que proveen las herramientas analíticas necesarias para modelar las relaciones entre el hábitat y la vida silvestre que requieren cálculos multivariados a nivel espacial (Clark et al., 1993; Corsi et al., 2000). Esta herramienta es una de las principales tecnologías disponibles para la investigación en ecología a escala de paisajes. Los SIG pueden definirse como programas que almacenan, gestionan, manipulan y representan gráficamente datos con algún tipo de componente espacial; esto significa que la información que almacena está referenciada geográficamente, ya se trate de mapas, registros de fauna, pendientes o datos climáticos sobre un territorio concreto, por lo que todas esas variables pueden relacionarse mutuamente (Chuvieco, 2010). Esta tecnología se ha aplicado en la elaboración de propuestas de creación de redes ecológicas (Vuilleumier y Prelaz-Droux, 2002), en la regionalización de paisajes (Moizo 2001; Ola y Arnberg, 2002) en la evaluación del impacto de los usos de la tierra sobre la biodiversidad (Crist et al., 2000) y de alternativas de conservación (Lathrop y Bognar, 1998), en la planificación sustentable del uso del suelo en áreas agrícolas (Herrmann y Osinski, 1999) en el diseño de reservas (Clark y Slusher, 2000), entre otras.

Además de lo mencionado, con los Sistemas de Información Geográficos, es posible realizar estudios de distribución de especies, así como identificar variables ambientales que determinan dicha distribución (Rodríguez-Estrella y Bojórquez-Tapia, 2004; Fernández, 2009). Para estos estudios se utilizan imágenes satelitales y variables del hábitat como: tipo de cobertura, pendiente, elevación, perturbación, distancia a caminos y a cuerpos de agua, entre otras (Clark et al., 1993; Lovallo, 2000; Podruzni et al., 2002; Holger, 2003; Hatten et al., 2005).

Hábitat

Según Krausman (1999) hábitat es el conjunto de recursos y condiciones presentes en un área que permiten que un determinado organismo lo ocupe, sobreviva y se reproduzca en él, estos recursos incluyen alimento, agua, abrigo y cobertura. Otros elementos del hábitat son la temperatura, precipitación, topografía y otros componentes del área impor-



tantes para la especie, como por ejemplo factores antrópicos (poblados, rutas y caminos, etc.). Para los animales el hábitat es un área con límites espaciales definidos, en el cual un subconjunto de condiciones físicas y bióticas lo hace diferente de un subconjunto adyacente. La presencia de los individuos, al igual que otros parámetros poblacionales, varía en cada subconjunto de condiciones, al interactuar con éste (Morris, 2003). El hábitat también le permite a las especies responder ante condiciones climáticas, de competencia y depredación (Morrison et al., 2006). El uso del hábitat ha sido definido como la forma en la cual una especie sobrevive, se reproduce y mantiene su población utilizando componentes ambientales (Manly et al., 2002; Basille et al., 2008). El uso del hábitat puede ser medido a través de descriptores poblacionales como presencia o ausencia, abundancia relativa o densidad absoluta (Boyce y McDonald, 1999; Boyce et al., 2002; Boyce, 2006; Morrison et al., 2006; Basille et al., 2008).

La presencia del organismo en un ambiente dado sugiere que éste satisface sus requerimientos básicos y forma parte de su **hábitat efectivo**; si el organismo no se encuentra en un lugar aunque está normalmente presente en ambientes similares, tal sitio puede formar parte de su **hábitat potencial** (Ojasti, 2000). Cada hábitat se caracteriza por una combinación específica de múltiples factores fisicoquímicos y bióticos que ejercen un efecto conjunto, variable en el tiempo y el espacio. La sobrevivencia, el bienestar y la productividad del organismo o población dependen de su ambiente (Wallace, 2010). Las especies y sus poblaciones locales se han adaptado a determinados tipos de hábitats en el transcurso de su historia evolutiva. Las más adaptables pueden ocupar varios tipos de hábitats, mientras que otras se restringen a un solo tipo de ambiente, pero todas exigen o prefieren aquellos que cumplan con una serie de requerimientos básicos, propios de cada especie (Ojasti, 2000; Wallace, 2010).

En los estudios de hábitat, existen elementos fundamentales que constituyen los requerimientos básicos de los vertebrados: el alimento, el agua y lugares de abrigo (Ojasti, 2000). El alimento es el elemento que provee la energía necesaria para los procesos metabólicos de los animales, los nutrientes contenidos en el alimento contribuyen al crecimiento del organismo y al mantenimiento de las estructuras del cuerpo (Bolen y Robinson, 1995). Generalmente está relacionado con la cobertura vegetal, especialmente para los herbívoros y frugívoros. Para los carnívoros la cobertura también influye de forma indirecta ya que es el alimento de sus presas y puede condicionar la abundancia de éstas (Ojasti, 2000).

Con respecto al agua, Ojasti (2000) manifiesta que es un factor fundamental donde la escasez o el exceso afectan a la fauna de diferentes maneras. Además de su efecto sobre el clima y la vegetación, el agua se constituye como una necesidad fisiológica de primer orden para todos los seres vivos en el funcionamiento de los procesos metabólicos y un factor a menudo limitante en el ambiente terrestre. Además, una porción sustancial de las especies más valiosas de la fauna silvestre neotropical está asociada al medio acuático: *Myocastor coypus* y *Hydrochoerus hydrochaeris* entre otras (Best, 1984). El ambiente terrestre y el acuático se solapan o entremezclan en el tiempo y el espacio constituyendo sistemas muy dinámicos en la cuenca.

Ojasti (2000) afirmó que los lugares de abrigo son importantes ya que brindan protección a la fauna contra diferentes factores como frío, calor, lluvia, depredadores y, en la mayoría de los casos, son lugares donde se tienen y protegen las crías mientras son más vulnerables.

Dentro de los estudios de hábitat, la cobertura vegetal se considera de mayor significado ecológico ya que provee una idea de la cantidad de alimento y de la fauna silvestre que puede soportar un sitio, de igual manera en la cobertura vegetal las cavidades y grietas de los árboles, la altura de la vegetación y el porcentaje de cobertura son características importantes para la fauna de mamíferos (Rabinowitz, 1991; Fernández Ruiz, 2005). Diversos estudios se han enfocado a determinar si la composición de las comunidades se encuentra determinada o no por la heterogeneidad vegetal, por ejemplo,



Smith et al. (2000) desarrollaron un índice de apariciones relativas para las curvas de acumulación de especies relacionada con el grado de heterogeneidad vegetal. Badgley y Fox (2000) estudiaron un conjunto de variables y determinaron que la diversidad vegetal y el recambio entre gradientes ambientales de Norteamérica son los factores determinantes para la abundancia de las especies de mamíferos. Resultados similares fueron obtenidos por Ceballos y Miranda (1986); Fa y Morales (1993); Kelt et al. (1999); Bakker y Kelt (2000); Williams et al. (2002), en otras partes del mundo. Fox y Fox (2000) compararon diversidad de hábitat, perturbación e interacción entre especies como factores determinantes para la riqueza de especies de mamíferos y encontraron una mayor relación entre la biodiversidad del hábitat y la riqueza, que entre los demás factores estudiados.

Identificación de los tipos de hábitat

Casi todos los hábitats de fauna silvestre presentan una variada mezcla de parches y gradientes (Ojasti, 2000). Esta heterogeneidad puede considerarse como resultado de la sobreposición de la variación espacial del relieve, suelos, microclimas y cobertura vegetal (Forman, 1995). Diferentes usos de la tierra pueden fragmentar aún más el mosaico natural, generar estadios sucesionales o borrar a la fuerza parte de la variación espacial de grandes áreas (Naveh, 2000).

Los parches similares de un mosaico ambiental se ordenan en unidades que denominamos genéricamente tipos de hábitat, definidos usualmente en función del relieve, fisionomía o especies dominantes de la vegetación, usos de la tierra o etapa sucesional (Ojasti, 2000). Los tipos de hábitat deben ser distinguibles en el campo y en los materiales cartográficos, compatibles con las unidades de ordenamiento forestal o agraria y tener un significado biológico discreto para la fauna. La tipificación y nomenclatura popular de diferentes ambientes ofrece a menudo bases para la definición de los tipos de hábitat, pero el ordenamiento de los mismos debe adecuarse también al propósito, especies a manejar y escala del levantamiento (Ojasti, 2000). Por ejemplo, Agráz et al. (1990) establecieron en Mesopotamia, Argentina, 5 categorías de idoneidad de hábitat para el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) asentadas mayormente sobre criterios hidrográficos y climáticos, mientras que Herrera (1986), trabajando con la misma especie, pero en una parcela de pocos km², distinguió 12 tipos de hábitat sobre la base de diferencias sutiles de relieve y vegetación. De esta manera, la heterogeneidad que expresa un levantamiento depende del grado de detalle en la tipificación de los hábitats. Es, por lo tanto, subjetiva y difícil la comparación de los resultados. Por lo expuesto, es recomendable emplear, en lo posible, clasificaciones ecológicas preestablecidas y un número reducido de categorías básicas que se pueden desglosar en subunidades para los análisis más detallados (Davis y Henderson, 1977; Riney, 1982; UNEP, 1993).

Los tipos de hábitat que se presentan en forma de franjas largas y estrechas, tales como remanentes de bosques y pastizales sobre las márgenes de ríos y arroyos, pueden actuar como **corredores** entre los parches y aumentan así la continuidad de los mismos. El corredor biológico se define como un elemento lineal del paisaje que favorece la sobrevivencia y movilidad de los animales (Rosenberg et al., 1995). La continuidad de éstos amerita una alta prioridad en el análisis de los hábitats fragmentados por diversas obras y en el diseño de sistemas de áreas silvestres protegidas (Vega, 1994; Yerena, 1994).

Cobertura

Se refiere a todos los aspectos que forman parte del recubrimiento de la superficie terrestre ya sean de origen natural o cultural. La tipificación de los hábitats se fundamenta principalmente en la vegetación. Ésta integra los efectos locales (suelo, relieve, perturbaciones diversas) y globales (macroclima), permite distinguir áreas de los materiales cartográficos y suministra a la fauna dos requerimientos básicos: alimento y cobertura (Ojasti, 2000). La cobertura se define usualmente como la parte de la superficie terrestre cubierta por la proyección vertical de las plantas (Gysel y Lyon, 1980).



En el manejo de la fauna silvestre y su hábitat, la cobertura se conceptúa ante todo como un factor del hábitat que **alberga** a los animales y los **resguarda de extremos climáticos y depredadores**, incluyendo el hombre (Ojasti, 2000). El efecto atenuante de la cobertura sobre el microclima es importante para la fauna silvestre en las regiones frías y templadas en invierno (Moen, 1973), pero es digno de atención también en el trópico, donde evita la radiación, calor o desecamiento excesivos. Ésta adquiere un valor adicional para la fauna arbórea que la utiliza también como sustrato (Rabinowitz, 2003). También se incluyen: coberturas naturales no bióticas (hielo, agua, rocas, etc.); coberturas culturales (edificaciones, infraestructura, etc.) (Mejía, 2007). A partir del tipo de cobertura, se establecieron las distintas unidades ambientales presentes en la cuenca.

Para su diferenciación, primero se han estructurado en dos categorías según su uso: Natural y Antrópico (Moizo, 2001; Silva, 2003; Moizo, 2007). La categoría de Uso "Natural" agrupa las clases de cobertura: Comunidades halófilas (espartillares y praderas saladas ralas o empobrecidas) y bosques xerófilos (Lewis, 1981; Oakley et al., 2006). El término "Natural", se entiende desde el punto de vista funcional en lo que se refiere a los flujos de energía y ciclos biogeoquímicos, aplicado a las áreas en las cuáles el aporte de energía de combustible es muy bajo o nulo al presente, aun cuando haya sido intervenida y modificada en el pasado, sin embargo, ninguno de ellos es manejado en la actualidad y funcionan como ecosistemas naturales (Naveh y Lieberman, 2000; Silva, 2003; Moizo, 2007).

La categoría "Antrópico", por otro lado, incluye ecosistemas seminaturales a artificiales cuyo funcionamiento se basa en el consumo de energía combustible (Naveh & Lieberman, 2000; Silva, 2003; Moizo, 2007). Agrupan las clases de cobertura Agrícola (Tierras de cultivo) y ambientes Urbano y Periurbano (Silva, 2003). De esta manera, quedaron establecidos cuatro (04) tipos de unidades ambientales pertenecientes a ecosistemas de tierra firme dentro de los transectos relevados:

UNIDADES AMBIENTALES				
NATURAL			ANTRÓPICA	
Comunidades halófilas			Bosque xerófilo	Ambientes urbanos y periurbanos
Espartillares	Praderas saladas	Tierras de cultivo		

Tabla 2. Unidades ambientales establecidas para la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe).

Comunidades halófilas: Se desarrollan en suelos halomórficos que ocupan porciones del terreno donde el drenaje es lento y en algunos casos permanecen anegados durante largos periodos (fundamentalmente cañadas y valles de arroyos y lagunas). Se destacan los "espartillares" y las "praderas saladas".

Espartillares: las comunidades se caracterizan por la fuerte dominancia de *Spartina spartinae* formando extensos pajonales denominados espartillares (Lewis et al., 1985; 1990; Alzugaray et al., 2003; Oakley et al., 2006). Frecuentemente, forma un estrato denso, acompañada por otras especies menos abundantes como *Sarcocornia perennis* (Mill.) Scott, *Heliotropium curassavicum* L., *Chloris halophila* Parodi, *Sporobolus pyramidatus* (Lam.) Hitchcock, *Sesuvium portulacastrum* (L.) L. y *Hordeum stenostachys* Godron, etc.



Pradera salada (rala o empobrecida): Se encuentran rodeando lagunas o pequeñas depresiones que cuando llueven se inundan, y cuyo tamaño y profundidad es variable, como así también la composición florística de las comunidades que la habitan.

Este tipo de praderas, se diferencian de las praderas saladas densas por la ausencia o escasas de *Distichlis spicata* (pelo de chanco) (Martín, 2004). En el área de estudio, se puede observar que paralelo al curso de agua vinculante se encuentra una vegetación con predominio de *Sarcocornia perennis* (*Salicornia perennis*) y *Atriplex postrata*, acompañada por otras especies menos abundantes como *Aster squamatus*, *Heliotropium curassavicum* y *Melilotus officinalis*.

Se observan poblaciones de *Sporobolus pyramidatus* y *Chloris sp.* En los lugares bajos y más secos se desarrolla comunidades cuya especie dominante en primavera es *Senecio pampeanus*. Cercana a las lagunas y en zonas de inundación permanente, se desarrollan vegas con predominio de *Schoenoplectus americanus* (*Scirpus americanus*).

Bosquexerófilo: La fisonomía del paisaje se caracteriza, a diferencia del entorno predominante (tierras de cultivo), por variaciones notables en espacios relativamente reducidos. Presenta formaciones vegetales autóctonas, pertenecientes a la provincia fitogeográfica del Espinal, donde se pueden observar ejemplares de tala (*Celtis tala*), molle (*Schinus longifolius*), kutu-kutu (*Aloysia gratissima*), algunas matas de chañar (*Geoffroea decorticans*) y escasos ejemplares de algarrobo (*Prosopis alba*). La invasión de exóticas leñosas se visualiza en ejemplares de *Morus alba*, *Melia azedarach*, *Gleditsia triacanthos* y *Ligustrum lucidum*. El estrato herbáceo está constituido por especies del bioma pastizal, originario de la región, que varía en su condición y composición, presentando diversos signos de deterioro provocados por el manejo tradicional de la ganadería. Además, se encuentran especies exóticas invasoras, la mayoría malezas de los cultivos de la zona como el *Sorghum alephensis*.

Tierras de cultivo: Las comunidades se articulan a partir del cultivo, donde la soja (*Glycine max*) es la especie dominante seguido por el maíz (*Zea mais*) y el trigo (*Triticum sp.*).

Ambientes urbanos y periurbanos: Áreas de montes artificiales representados por plantaciones principalmente, de eucalipto (*Eucalyptus spp.*) y pino (*Pinus spp.*); vecindad de caseríos y poblados.

La transformación del hábitat y los mamíferos

Los mamíferos medianos y grandes, pueden ser indicadores de condiciones ecológicas y del estado de conservación de ambientes, aunque a veces, no son especies fáciles de contar o evaluar en su demografía (Wallace, 2010). Sin embargo, los registros de presencia/ausencia de especies son útiles para caracterizar la integridad faunística en sitios con distinto grado de disturbio (Navarro et al., 2008) y para establecer esquemas de monitoreo de impacto antrópico (Wallace, 2010).

De esta manera, la mastofauna de un determinado sitio juega un papel de gran importancia para el mantenimiento de las condiciones del hábitat y los ecosistemas, ya que conservan la dinámica y flujo de energía de los mismos mediante servicios vitales y ecológicos como el control de poblaciones de pequeños vertebrados, la descomposición de materia muerta y el reciclaje de nutrientes, la polinización, la dispersión y predación de semillas, folivoría y frugivoría, carnivoría y control de herbívoros (Emmons, 1990; Wallace, 2010).

Como consecuencia de la deforestación y transformación de la vegetación, la dinámica de los procesos ecológicos y las interacciones entre las especies de mamíferos como predación, competencia, herbivoría y dispersión de semillas se pueden ver afectadas (Murcia, 1995; Kattan y Murcia, 1999; Ojasti, 2000; Rodríguez Rojas, 2005; Wallace, 2010). Cuando se reduce el área total de hábitat disponible para los mamíferos, se afecta la disponibilidad de recursos, se limitan los procesos de migración de las especies y aquellas especies que tienen baja densidad y que requieren de la vegetación nativa para poder sobrevivir pueden llegar a extinguirse (Saunders et al., 1991).



En general, los mamíferos responden a las transformaciones del paisaje presentando cambios en la dieta, especializándose hacia algunos recursos en particular, cambios en la estructura social y comportamiento (Crooks, 2002), la actividad y patrones de movimiento de los mamíferos puede variar entre especies generando preferencias particulares, dependiendo de sus hábitos y características como el rango de hogar (Murcia, 1995). Los mamíferos carnívoros son particularmente vulnerables a la extinción en los paisajes transformados debido a sus amplios rangos de hogar y bajo números poblacionales, aunque algunos carnívoros generalistas se pueden ver menos influenciados por la presencia de alteraciones en vegetación original (Crooks, 2002). Las especies de mamíferos con distribución agregada, de hábitos frugívoros, con baja movilidad y terrestres también son muy sensibles a la alteración y degradación del hábitat (Turner, 1996), en comparación a especies folívoras, por ejemplo, que pueden encontrar alimento distribuido de manera más uniforme (Chiarello, 1999).

Aspectos como la distribución y la abundancia de las poblaciones de mamíferos, también pueden verse afectadas como consecuencia de la transformación del hábitat, al parecer, estos cambios podrían estar determinados por factores como condiciones físicas, las tolerancias fisiológicas de las especies a las nuevas condiciones del área transformada, o a las interacciones entre especies (Murcia, 1995).



VI MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio corresponde a la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe, la cual limita al oeste con la provincia de Córdoba y al este, con el río Paraná. Abarca una superficie de 4575 Km² (Pasotti et al., 1995), emplazada entre los 32° 26' y 33° 20' de Latitud sur y los 62° 04' y 60° 36' de Longitud oeste formando parte de los Departamentos Belgrano e Iriondo al norte del río Carcaraña y Caseros, San Lorenzo y General López al sur del mismo (Figura 8).

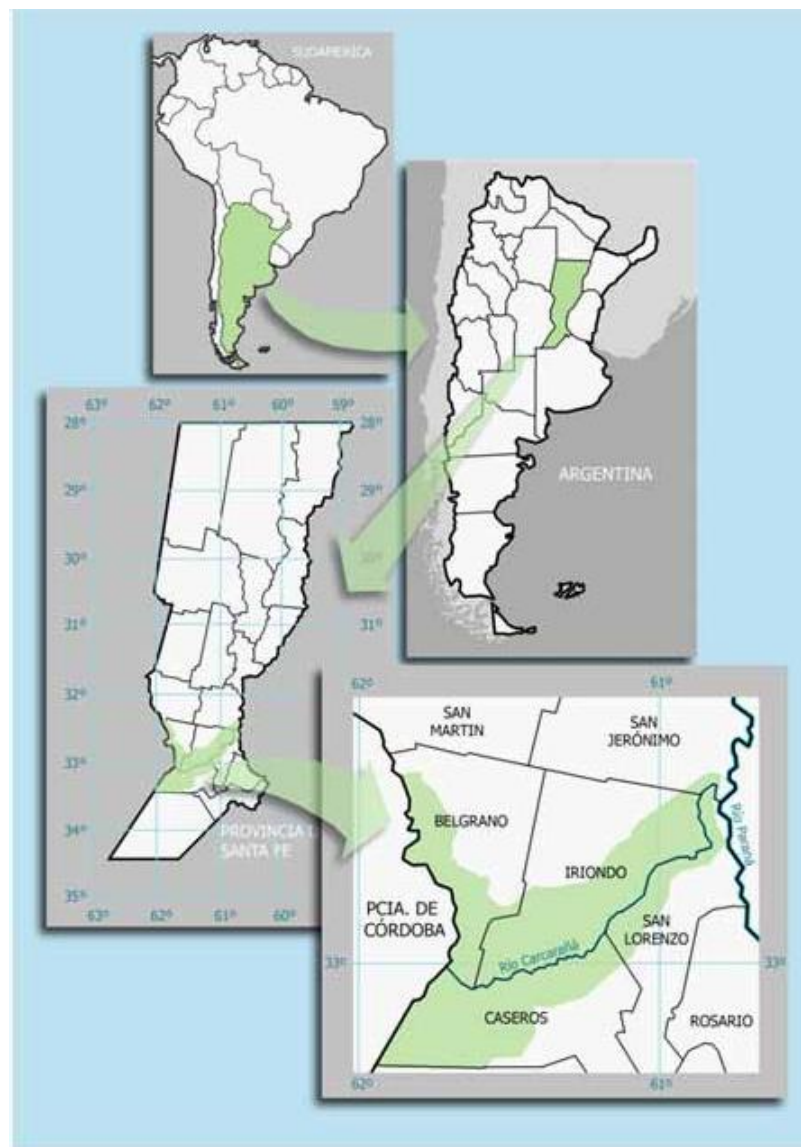


Figura 8. Ubicación del área de estudio en la provincia de Santa Fe



PLANOS DE INFORMACIÓN

Se elaboraron diferentes mapas temáticos (planos de información) en formato vectorial los cuales fueron utilizados en diferentes etapas de la investigación. Se delimitaron en primer lugar los límites de la cuenca de drenaje como así también cuerpos de agua (río, arroyos y canales), caminos, red ferroviaria y localidades. Esta información permitió obtener datos relevantes para el conocimiento integral del área de estudio, desarrollo de los trabajos de campo y cumplimiento de los objetivos planteados (Figura 9).

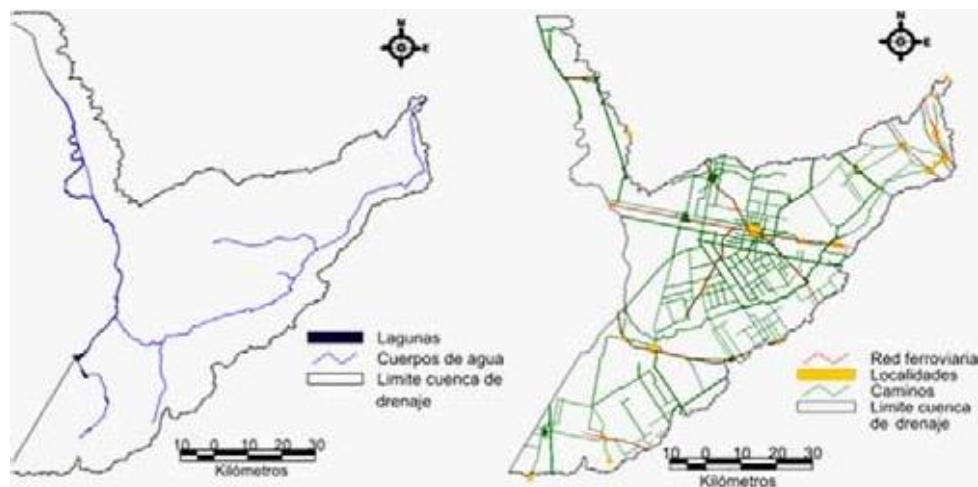


Figura 9. Planos temáticos de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe).

COLECTA DE DATOS

Las especies de mamíferos medianos y grandes presentan una variación muy grande en cuanto a características físicas, ecológicas y etológicas; por lo que la aplicación de un solo método de estudio no es apropiado para todos los taxones (Voss y Emmons, 1996; Voss et al., 2001; Zapata-Ríos et al., 2006). Por lo tanto, para llevar a cabo este estudio se utilizó una combinación de métodos para incrementar la posibilidad de muestrear la totalidad de especies existentes en el lugar (Crooks, 2002; Barea-Azcón et al., 2007).

Se debe tener en cuenta que la heterogeneidad vegetal está directamente relacionada con el tamaño del área muestreada (Fox y Fox, 2000; Lomolino y Perault, 2001) y con el número de fragmentos de determinada cobertura o diversidad vegetal en la zona (Lomolino y Perault, 2001) por lo que, como se pensó en comparar sitios, se debió estandarizar el tamaño del área muestreada.

Para ello, dentro de la cuenca se establecieron cinco zonas de estudio (distantes entre sí por 50km) sobre la margen del río Carcarañá y sus tributarios (A° Tortugas y Cañada de Lagunas Santa Lucía). Cada zona para este trabajo tomó como nombre de referencia el de la localidad más próxima. De esta manera, los nombres quedaron establecidos como:

- 1- Zona Montes de Oca (**ZMO**) (32° 35' 22"S, 61° 50' 37"O),
 - 2- Zona Villa Eloísa (**ZVE**) (33° 01' 54"S, 61° 42' 45"O),
 - 3- Zona Berreta (**ZB**) (32° 53' 48"S, 61° 16' 24"O),
 - 4- Zona Berabevú (**ZBe**) (33° 21' 09"S, 61° 51' 09"O) y 5- Zona Oliveros (ZO) (32° 34' 30"S, 60° 54' 11"O)
- (Figura 10)

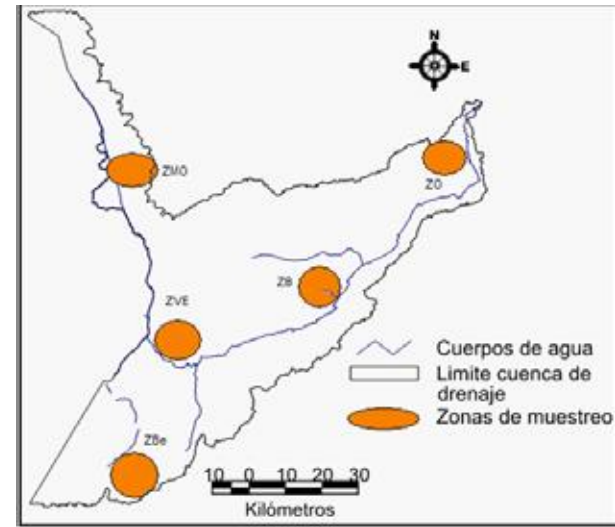


Figura 10. Zonas de muestreo dentro de la cuenca del río Carcaraña (provincia de Santa Fe)

Estos sectores fueron definidos con el objetivo de obtener una buena representación de la extensión total de la cuenca, teniendo en cuenta que todas las unidades ambientales existentes en el área de estudio estén representadas.

A partir de esto, se constituyeron 3 transectos de 3km de longitud³ dentro de cada zona de estudio teniendo en cuenta que, el primero se emplace sobre la margen del río/tributario mientras que los restantes, se encuentren paralelos al mismo con una distancia de 5 y 10 km respectivamente (Figura 11).

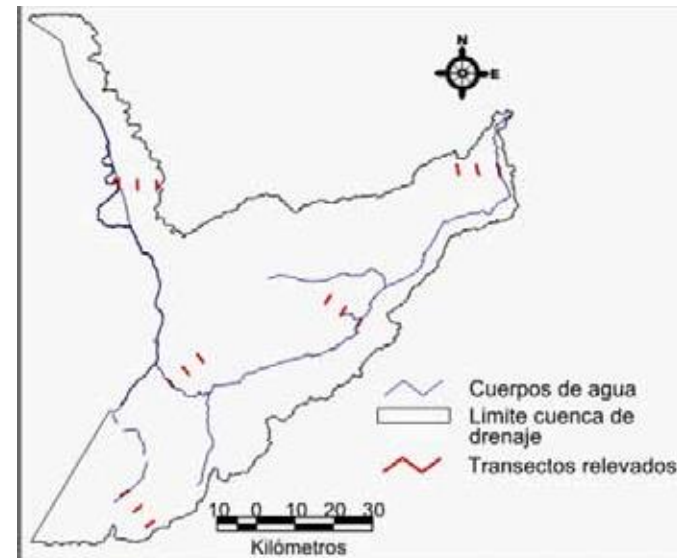


Figura 11. Transectos relevados dentro de cada área de estudio.

3. Según protocolos de muestreo para transectos lineales (Painter et al., 1999; Maldonado, 2000; Ojasti, 2000; Pardini, 2003; Rabinowitz, 2003; Stephens et al., 2006; Wallace, 2010; Bautista Zúñiga, 2011; Gallina y López-Gonzales, 2011).



De esta forma, la metodología utilizada se basó en recorridos estandarizados de transectos lineales de ancho variable (Wallace, 1999; Rabinowitz, 2003; Pardini, 2003; Gallina y López-Gonzales, 2011; Aranda, 2012) en busca de la identificación de especies a partir de registros directos e indirectos (Crooks, 2002; Barea-Azcón et al., 2007). El ancho de los transectos se extendió hasta la distancia límite de detectabilidad, la cual nunca superó los 50 metros.

Siguiendo a Lewis (1981); Silva (2003) y Oakley et al. (2006) se identificaron, a partir de la cobertura, cuatro (04) tipos de unidades ambientales pertenecientes a ecosistemas de tierra firme dentro de los transectos relevados: comunidades halófilas (del tipo espartillares; Figura 12a y del tipo praderas saladas ralas o empobrecidas; Figura 12b), bosque xerófilo ribereño; Figura 12c, tierras de cultivo; Figura 12d, ambientes urbanos y periurbanos; Figura 12e. Cada unidad ambiental quedó representada de forma “homogénea” por lo menos en un transecto.

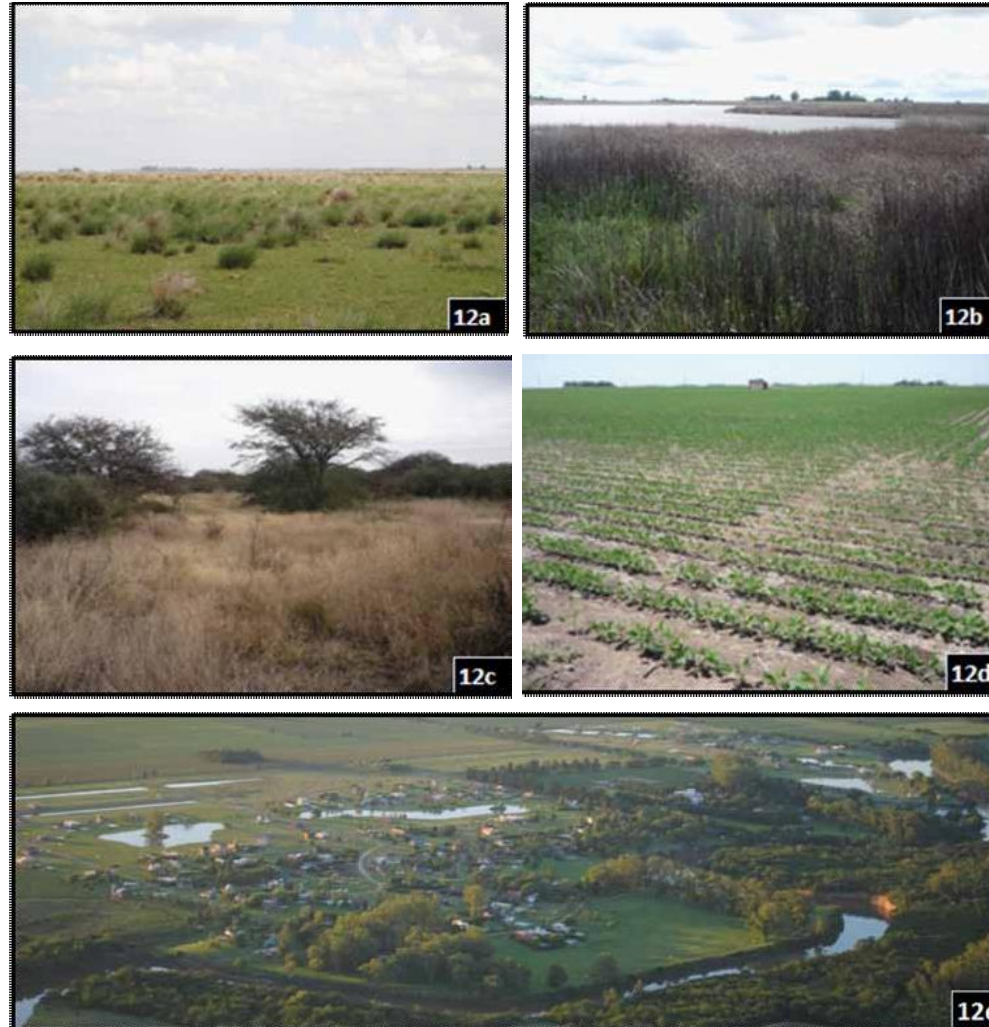


Fig.4. Unidades ambientales muestreadas en la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe)



Teniendo en cuenta que se realizaron comparaciones entre las unidades ambientales antes mencionadas y que el número de transectos por unidad ambiental fue proporcional a su abundancia en el área de estudio; los balances procuraron como resultado, unidades ambientales con distinta cantidad de transectos recorridos.

En consecuencia, se realizaron curvas de acumulación de especies, las cuales permitieron: 1) evaluar que tan completos han sido los inventarios en registrar todas las especies esperables, 2) comparar la riqueza específica entre inventarios realizados con diferente esfuerzo de muestreo, 3) estimar el esfuerzo mínimo requerido para registrar un porcentaje deseado del número total de especies potenciales en un área y con ello, establecer normas generales para áreas equivalentes que permitan ahorrar tiempo y costos (Moreno, 2001; Halfpeter y Moreno, 2001; Halfpeter y Moreno, 2005; Villarreal et al., 2006).

El uso de este tipo de modelos, constituye una herramienta predictiva en estudios de biodiversidad y puede representar importantes avances en la planeación y diseño de los protocolos de muestreo, así como ahorros en el presupuesto (Soberón y Llorente, 1993).

Con respecto a la mastofauna, potencialmente presente en el área de estudio, la misma se determinó mediante la revisión exhaustiva de los registros provenientes de la literatura especializada para la región pampeana (Massoia et al., 2000; Barquez et al., 2006; Canevari et al., 2007; Pautasso, 2008; Chebez, 2008; entre otros) y de las colecciones de los museos de la región, Rosario (Museo Provincial de Ciencias Naturales “Dr. Ángel Gallardo”) y Santa Fe (Museo Provincial de Ciencias Naturales “Florentino Ameghino”) como así también de Buenos Aires (Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”) y La Plata (Museo de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de La Plata). De esta forma, se obtuvo una lista de mamíferos potenciales para la zona.

El relevamiento de mamíferos se centró en las especies medianas y grandes (en general $\geq 1000\text{g}$) (Rumiz et al., 1998; Pacheco et al., 2002; Navarro, 2005; Martínez et al., 2008; Oliveira et al., 2009), que pueden ser identificadas sin ser capturadas, ya que dejan indicios característicos y son reconocidas por los pobladores locales. La nomenclatura utilizada para la mastofauna en estudio sigue a Barquez et al. (2006) considerando los cambios y/o adiciones de Ojeda et al. (2012). De esta manera, la lista de las especies vivientes seleccionadas para optimizar la factibilidad de la toma de datos y su posterior análisis quedó integrada por las siguientes familias:

Didelphidae (*Didelphis albiventris* y *Lutreolina crassicaudata*)

Dasyopodidae (*Dasyopus* spp. y *Chaetophractus villosus*)

Canidae (*Pseudalopex gymnocercus*)

Felidae (*Leopardus geoffroyi*)

Mustelidae (*Galictis cuja*)

Mephitidae (*Conepatus chinga*)

Myocastoridae (*Myocastor coypus*)

Los trabajos de campo se realizaron durante dos años consecutivos, teniendo en cuenta realizar un muestreo por cada estación del año (otoño – invierno – primavera – verano). Los recorridos en las transectas se realizaron ocupando las horas diurnas a una velocidad promedio de 1Km/h; llevándose a cabo durante 2 días consecutivos para cada zona de muestreo, totalizando de esta forma 80 días de trabajo de campo y un esfuerzo de muestreo total de 360 km de transectas recorridas en las cuatro unidades ambientales propuestas.

Para los efectos de la evaluación, se contaron las huellas de un animal cruzando el transecto como un avistamiento (un individuo); si las huellas del animal continuaban a lo largo del transecto sin interrupción, estas fueron contadas como una sola observación. Si las huellas se interrumpían y después de 50 metros se volvían a encontrar, éstas se contabilizaron como otro individuo (Carrillo, 2000; Gallina y López-González, 2011; Aranda, 2012). Cada especie relevada tuvo



sus secuencias individuales de rastros cuantificados y georreferenciados para el cálculo de riqueza específica e índice de abundancia relativa.

Los métodos utilizados para el relevamiento fueron los siguientes:

Métodos indirectos

Rastros de huellas, excretas, cuevas/madrigueras y restos óseos (v. figs. 1 a 18 del Apéndice 1). Una vez localizado algún rastro, se siguió la metodología propuesta por Aranda (2012) elaborando moldes de yeso de huellas y dibujos en acetato, así como también se utilizó una cámara digital marca Nikon D3000, en modo manual, para el registro fotográfico de todos los hallazgos. Además, se registraron otros datos como: número y medida de excretas encontradas, cuevas o madrigueras y especie o posible especie a la que pertenece dicho hallazgo. Para cada una de las huellas obtenidas, se midió su longitud y ancho con un calibre digital; la relación entre ambas medidas (ancho/largo) se utilizó como índice de referencia del tamaño de la huella (Alfaro Espinosa, 2005; Pérez Irineo, 2008). Los datos obtenidos en el campo fueron confrontados con catálogos ilustrados (Becker et al., 1991; Acosta, 1999; Aranda, 2000; Villalba et al., 2000; Arvalo, 2001; Guzmán, 2004; Canevari et al., 2007; Pautasso, 2008; De Angelo et al., 2008; Skewes Ramm, 2009; Aranda, 2012), tablas estandarizadas de índices de tamaño de huellas ya existentes (Pautasso, 2008; Skewes Ramm, 2009; Aranda, 2012) y colecciones mastozoológicas.

Se utilizó un Sistema de Posicionamiento Global marca Garmin Etrex, con el cual se registró la posición de cada punto en que se encontraron rastros.

Métodos directos

Avistamientos directos y colecta de animales muertos (v. figs. 19 a 28 del Apéndice 1). En aquellas oportunidades que la situación lo permitió, se realizaron fotografías del animal avistado. Las referencias de pobladores locales se incluyeron dentro de los registros en ocasiones especiales, tales como animales cazados in situ, donde el investigador estuvo frente al ejemplar, pudiendo dar cuenta del lugar y el método de captura.

Durante los trabajos de campo correspondientes al año 2012 además de los métodos descritos anteriormente, se llevó a cabo el muestreo con cámaras trampa (v. figs. 29 a 31 del Apéndice 1). Es menester expresar que los datos obtenidos a partir de esta metodología, fueron utilizados únicamente para confirmar la presencia de la especie en el lugar.

Sobre los transecto preestablecidos, se colocaron 4 estaciones de trampeo con una cámara-trampa en cada estación con el fin de aumentar la probabilidad de registro de las diferentes especies (Monroy – Vilchis et al., 2011). Estas estaciones se colocaron de acuerdo a un diseño en el que se priorizaron los sitios donde era evidente la presencia de animales por las huellas o signos dejados (Fonseca et al., 2005; Zapata-Ríos et al., 2006) a una altura no mayor de 40 o 50 cm del nivel del suelo, dependiendo de la topografía e inclinación del área de muestreo. Los campos de cultivo forman gran parte de los transectos en estudio, pero carecen de elementos para guiar la ubicación de cámaras y asegurar la detección de fauna silvestre (Díaz – Pulido y Payán Garrido, 2011). Fue por lo tanto, imposible instalar las cámaras dentro de sitios que demuestren ser potenciales para la detección por lo que se escogió seguir una metodología estandarizada colocando una estación cada 750 m cubriendo de esta forma los 3000m de transecto preestablecido (Silveira et al., 2003; Fonseca et al., 2005; Monroy – Vilchis et al., 2011). La colocación en línea de cámaras-trampa se ha utilizado en diversos trabajos, principalmente para estimaciones de abundancia relativa de especies (Karanth y Nichols, 1998; Dale, 2000; Martorello et al., 2001; Karanth et al., 2006).



4. En el marco del curso “Consideraciones cuantitativas para la aplicación de cámaras remotas en la estimación de parámetros poblacionales y nivel comunidad en la ecología de mamíferos”, dictado por el Dr. Jeffrey J. Thompson, del 05 al 09 de noviembre del 2012 en el II Congreso Latinoamericano de Mastozoología y XXV Jornadas Argentinas de Mastozoología. Buenos Aires, Argentina.

La posibilidad constante de robo de las cámaras producto de la alta transitabilidad de algunos lugares que fueron muestreados (campos) generó la necesidad de dejar las cámaras activadas por periodos de 48hs (el mínimo establecido para este tipo de muestreos (Thompson, J.J. com. pers.⁴).

Se utilizaron cámaras STEALTH CAMERA WILDVIEW® X8iR SCT- TGLX8iR de 8 Mega pixeles, con cuatro baterías “C” y una tarjeta de memoria de 4 Gb, con capacidad aproximada de 1400 fotos.

Las cámaras se programaron para que funcionaran las 24 horas y para tomar una secuencia de 3 fotos cada minuto si se detecta movimiento, ya que los equipos cuentan con un sensor de movimiento de alta sensibilidad que activa la secuencia de disparo (Cámaras activas). Cada fotografía tiene la siguiente información de la captura: Fecha, hora y fase lunar. Las mismas se activaron al atardecer, luego de culminar los recorridos y se desactivaron a las 48hs.

Las especies fotografiadas fueron identificadas por comparación con base en literatura especializada (Aranda, 2000; Massoia et al., 2000; Díaz y Barquez, 2002; Hickman et al., 2002; Parera, 2002; McDonaldt, 2006; Canevari et al., 2007; Chebez, 2008; Pautasso, 2008; Chevez, 2009; González, 2010; Wallace, 2010; Aranda, 2012; Pereira, 2012) y colecciones ya existentes.

Además de la presencia de los mamíferos en estudio, se midieron *in situ* algunas variables como fecha, hora de inicio y finalización del muestreo, cobertura de vegetación, uso del suelo, distancias a vías potenciales de dispersión como grandes ríos y afluentes (Coronda, Carcarañá, Aº Tortugas, Cañada de lagunas Santa Lucía), distancias a fragmentos de hábitat conservado, etc., las cuales a priori son importantes para inferir las preferencias de hábitat, que no suelen estar recogidas en la cartografía digital actual y que son difíciles de medir mediante teledetección.

MÉTODOS PARA MEDIR LA DIVERSIDAD

Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa se estimó como número de especies o riqueza específica puntual (Moreno, 2001; Williams et al., 2002; Magurran, 2011), esto es, mediante el conteo directo de las especies registradas en cada localidad y por tipo de vegetación (unidad ambiental). El grado de uniformidad o superioridad numérica de las especies muestreadas se determinó mediante la abundancia relativa (Magurran y McGill, 2011). Se calculó la equitatividad, a partir de la función de Shannon-Wiener que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Moreno 2001) para cada zona de muestreo y unidad ambiental.

Estimación de Riqueza específica (S):

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno, 2001). De esta manera, se realizó la presentación de un inventario de la mastofauna relevada por cada zona de muestreo como así también por unidad ambiental.

Uno de los grandes problemas de medir la diversidad a través de la riqueza específica, a pesar de ser la forma más sencilla de evaluar la diversidad de un lugar, es que el número de especies está fuertemente influenciado por el tamaño de la muestra. Es muy posible que si se aumenta el esfuerzo de muestreo, se obtenga un mayor número de especies, por lo que es difícil comparar muestras de diferentes tamaños o esfuerzos de muestreo (Halfpeter y Moreno, 2005; Villarreal et al., 2006), situación que se presentó entre unidades ambientales.

Sin embargo, una forma de evaluar la diversidad alfa a partir de inventarios con diferentes esfuerzos de muestreo, es a través de curvas de acumulación, en las cuales se puede estimar el número de especies esperadas para un tamaño de muestra determinado (Halfpeter y Moreno, 2005). Por lo expuesto anteriormente, además de la presentación de la riqueza específica



para cada unidad ambiental, se utilizaron varios estimadores de diversidad alfa " α " (Magurran, 1988; Moreno, 2001) para obtener valores esperados de la riqueza con sus respectivas curvas de acumulación, a fin de determinar si el muestreo fue exitoso a partir del esfuerzo realizado y de esta manera, poder realizar comparaciones entre unidades ambientales.

Estos métodos son un conjunto de estimadores no-paramétricos en el sentido estadístico, ya que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado (Smith y Van Belle, 1984; Colwell y Coddington, 1994; Palmer, 1990) requiriendo solamente datos de presencia-ausencia.

Chao 2

$$Chao_2 = S + L^2/2M$$

Donde:

L = número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies "únicas")

M = número de especies que ocurren en exactamente dos muestras

Colwell y Coddington (1994) encontraron que el valor de Chao 2 provee el estimador menos sesgado para muestras pequeñas.

Jacknife de primer orden

$$Jack\ 1 = S + L(m-1)/m$$

Donde:

m = número de muestras

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L). Es una técnica para reducir el sesgo de los valores estimados, en este caso para reducir la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad con base en el número representado en una muestra reduciendo el sesgo del orden $1/m$ (Palmer, 1990; Krebs, 1989). Para la muestra de diversidad de plantas analizada por Palmer (1990), el valor Jacknife de primer orden fue el estimador más preciso y menos sesgado de ocho métodos de extrapolación evaluados.

Jacknife de segundo orden

$$Jack\ 2 = S + (L(2m-3))/m - (M(m-2)^2)/(m(m-1))$$

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra, así como en el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras (Palmer, 1990; Krebs, 1989).

Bootstrap

$$Bootstrap = S + \sum (1-p_j)^n$$



Este estimador de la riqueza de especies se basa en p_j , la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie j (Palmer, 1990; Krebs, 1989). Al parecer, es menos preciso que los anteriores (Palmer, 1990; Colwell y Coddington, 1994). De esta manera, se construyó una curva de acumulación de especies para cada unidad ambiental, la cual es una gráfica del número acumulado de especies en función del esfuerzo de colecta aplicado, con el fin de conocer si el esfuerzo de colecta fue suficiente para establecer el número total de especies presentes en un sitio (Halfpeter et al., 2001). La curva se ajustó con base en 100 repeticiones aleatorias del orden de las muestras usando el programa EstimateS v.8.2 (Colwell, 2006). De esta manera, se eliminó la influencia en la cual los días de muestreo fueron adicionados al total (Moreno y Halfpeter, 2000). Este procedimiento suaviza la curva de acumulación de especies al repetir la reordenación de las muestras (Longino y Colwell, 1997). La curva generada es la predicción del número de especies esperadas en función del número acumulado de muestras. EstimateS v.8.2 es un estimador de la diversidad y evalúa el número de especies observadas con respecto a las esperadas (Moreno y Halfpeter, 2000)

Cálculo de abundancia relativa

Con la información obtenida a partir de los rastros, fue calculado el índice de abundancia relativa como el número de indicios por especie encontrados, dividido por la distancia recorrida por el observador (Aranda, 2000; Carrillo, 2000; Naranjo, 2000; Sadlier et al., 2004; Mathot y Doucet, 2006; Aranda, 2012).

$$I = N^{\circ} \text{ indicios/unidad de esfuerzo}$$

Donde N° indicios correspondió al número de indicios como huellas, heces, restos óseos, cuevas/madrigueras, animales avistamientos y cazados ocasionalmente, mientras que la unidad de esfuerzo correspondió a kilómetros (Km) recorridos por transecto.

Los índices de abundancia relativa de alguna forma están relacionados con la abundancia actual de las especies y se asume que su asociación con la abundancia real es positiva, por lo que se puede inferir a partir de la obtención de estos índices que una diferencia en los índices entre dos hábitats diferentes representan una diferencia relativa en la abundancia (Conroy, 1996).

De esta manera, se determinó la abundancia relativa de cada especie para cada unidad ambiental.

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde: p_i indica la abundancia relativa de cada especie.

Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988; Peet, 1974; Baev y Penev, 1995). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).



Diversidad beta (β)

La medición de la diversidad beta está basada en proporciones (Magurran, 1988). Estas proporciones pueden evaluarse con base en índices de similitud, disimilitud, complementariedad y por reemplazo de especies, a partir de datos cualitativos (presencia y ausencia de especies) o bien con datos cuantitativos (Abundancia relativa, biomasa, densidad, cobertura) (Wilson y Shmida, 1984; Magurran, 1988).

Para estimar la diversidad beta en este trabajo, se utilizó el índice de Jaccard, el índice de Morisita-Horn, el índice de complementariedad y el índice de Whittaker, ya que si bien es cierto que todos son medidas de diversidad beta, cada uno aborda aspectos diferentes de la diversidad como se explica a continuación. Se considera como valor crítico para el análisis de Jaccard y Morisita-Horn que los valores por debajo del 0.66 demuestran diferencias significativas entre pares (Sánchez y López, 1988; Vargas y Hernández, 2001; Hernandez-Magaña et al., 2012), mientras que se considera que aumentos en los coeficientes obtenidos a partir del índice de Whittaker indica que los sitios muestreados difieren en su composición y por lo tanto, demuestra la existencia de especies que presentan una distribución restringida o habitan en una pequeña parte del territorio (Halfpeter et al., 2001; Halfpeter y Moreno, 2005). Para el índice de complementariedad, se considera que porcentajes > 66% representan una alta complementariedad o disimilitud entre sitios (Sánchez y López, 1988).

De manera prioritaria, se utilizó el índice de Jaccard, índice de similitud que expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas (Moreno, 2001):

$$I_{(j)} = c/(a+b-c)$$

Donde:

número de especies presentes en el sitio A

número de especies presentes en el sitio B

número de especies presentes en ambos sitios A y B

El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos tienen la misma composición de especies (Magurran, 1988).

Para conocer las especies compartidas entre unidades ambientales, se creó un cuadro de presencia y ausencia de especies por unidades, para posteriormente comparar su composición de forma pareada.

Una vez realizado lo anteriormente mencionado, se procedió a aplicar la fórmula del índice de Jaccard; como resultado se obtuvo una matriz con el valor del índice correspondiente a la combinación en pares de las unidades en estudio. Aunque existe un vasto rango de índices de similaridad, el índice de Jaccard demuestra ser, junto al índice de Sorenson, los más robustos y ampliamente utilizado en este tipo de análisis (Magurran, 1988; Moreno, 2001; Magurran y McGill, 2011).

En segundo término, se calculó la diversidad beta con los datos de abundancia relativa (cantidad de rastros/unidad de esfuerzo) recurriendo al índice de Morisita-Horn, el cual no está influenciado por la riqueza de especies o el tamaño de la muestras, sin embargo es sensible a la abundancia de la especie más común (Hurlbert, 1978; Wolda, 1981; Williams-Linera, 2002). Este índice demostró ser el más satisfactorio de todos los índices disponibles para este tipo de análisis (Wolda, 1981; Magurran, 1988; Magurran y McGill, 2011):

$$I_{M-H} = 2\sum(an_i \times bn_j) / (da+db)aN \times bN$$



Donde:

a_{ni} = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A

a_{nj} = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B

$$d_a = \sum a_{ni}^2 / aN^2$$

$$d_b = \sum b_{nj}^2 / bN^2$$

N = Número total de individuos

Su rango de medición es de 0 cuando los sitios son distintos en cuanto a la abundancia de especies presentes en ellos y 1 cuando los sitios son completamente similares (Williams-Linera, 2002).

Se calculó la complementariedad entre sitios. El concepto de complementariedad se refiere al grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell y Coddington, 1994). Para obtener el valor de complementariedad se deben obtener primero dos medidas:

1. La riqueza total para ambos sitios combinados:

$$S_{AB} = a + b - c$$

Donde a es el número de especies del sitio A, b es el número de especies del sitio B, y c es el número de especies en común entre los sitios A y B.

2. El número de especies únicas a cualquiera de los dos sitios:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

A partir de estos valores se calcula la complementariedad de los sitios A y B como:

$$C_{AB} = U_{AB} / S_{AB}$$

El valor de complementariedad varía de 0 a 1, donde 0 indica coincidencia total en el número de especies que integran cada par de localidades (unidades ambientales), mientras que cuando el valor es 1, hay complementariedad total y por ello no se comparte ninguna especie entre las dos localidades. El porcentaje de especies complementarias para cada par de localidades se puede expresar como $IC \times 100$ (García-Marmolejo, 2003; Mondragón y Morrone, 2004).

Para el análisis de la diversidad beta basado en el reemplazo de especies, se utilizó el índice de Whittaker, ya que este índice ha probado ser el más robusto para medir el reemplazo entre comunidades (Wilson y Schmida, 1984; Magurran, 1988, Magurran y McGill, 2011):

$$\beta = S / (\alpha - 1)$$

Donde:

β = diversidad beta

S = número de especies registradas en un conjunto de muestras

α = número promedio de especies en las muestras



Como se mostró anteriormente, el índice de diversidad beta de Whittaker (βW) se obtiene dividiendo el número total de especies de un conjunto de comunidades con la diversidad alfa promedio de dichas comunidades. Medido de esta manera, el índice alcanza valores entre 1 y 2. Los resultados se interpretan en un aumento en el coeficiente obtenido si los sitios muestreados difieren en su composición y por lo tanto, las especies presentan una distribución restringida o habitan en una pequeña parte del territorio, caso contrario cuando las especies se distribuyen en gran parte del área trabajada, los sitios tendrán una composición parecida, por lo que la diversidad beta será baja (Moreno, 2001). Para establecer la diversidad beta para el total de la cuenca, se utilizó el índice de Whittaker modificado a porcentaje (Moreno, 2000; Halfpeter et al., 2001).

Para hacerlo, la ecuación modificada se presenta de la siguiente manera:

$$\beta = (\gamma/\alpha - 1)100$$

donde γ es el número de especies total acumulado de las comunidades comparadas y α es el número de especies promedio entre las comunidades.

Diversidad gamma (γ)

Para establecer la diversidad gamma se siguió a Whittaker (1972), Halfpeter y Moreno (2005), quienes definen a la diversidad gamma como el número de especies del conjunto de sitios o comunidades que integran el paisaje, en este caso, número de especies registradas en las distintas unidades ambientales establecidas para la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LA DIVERSIDAD

Para establecer asociaciones entre los registros de presencia de cada una de las especies muestreadas con distintas variables climático/ambientales se generó un sistema de información geográfico para integrar la información de diversas fuentes.

Se utilizaron imágenes satelitales Landsat TM5 del 28 de Marzo de 2011 para la generación de mapas (Figura 13) y la escala de abordaje fue de 1:100.000. Las imágenes satelitales se obtuvieron del Centro de Distribución de Datos del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2011).

Se utilizó el sistema de referencia de coordenadas Gauss-Krüger (Faja 5) definido por POSGAR WGS84. A la imagen se le realizó una corrección geométrica con un polinomio de primer grado y 40 puntos de control. El RMS (error cuadrático medio) del proceso de corrección geométrica fue de 0.7 píxeles. Los programas utilizados para el análisis espacial fueron el ArcGIS 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA), IDRISI Selva GIS (Clark University, Worcester, MA, USA), Quantum GIS 1.7.4 (QGIS Development Team, 2013) y gvSIG 1.11.0 (gvSIG, 2011).

Procesamiento de datos climáticos

Los datos de clima se obtuvieron a partir de la base de datos de WorldClim, la cual se presenta en formato raster. Los datos fueron generados por interpolación de datos promedios mensuales de diversas estaciones meteorológicas (Hijmans et al., 2004 citado en Collet, 2005).

Un raster es un archivo utilizado en los SIG que presenta un área espacial dividida en celdas (o píxel) regulares (cuadrícula). Cada celda está asociada al valor de un atributo, como por ejemplo la altitud, que corresponde al promedio

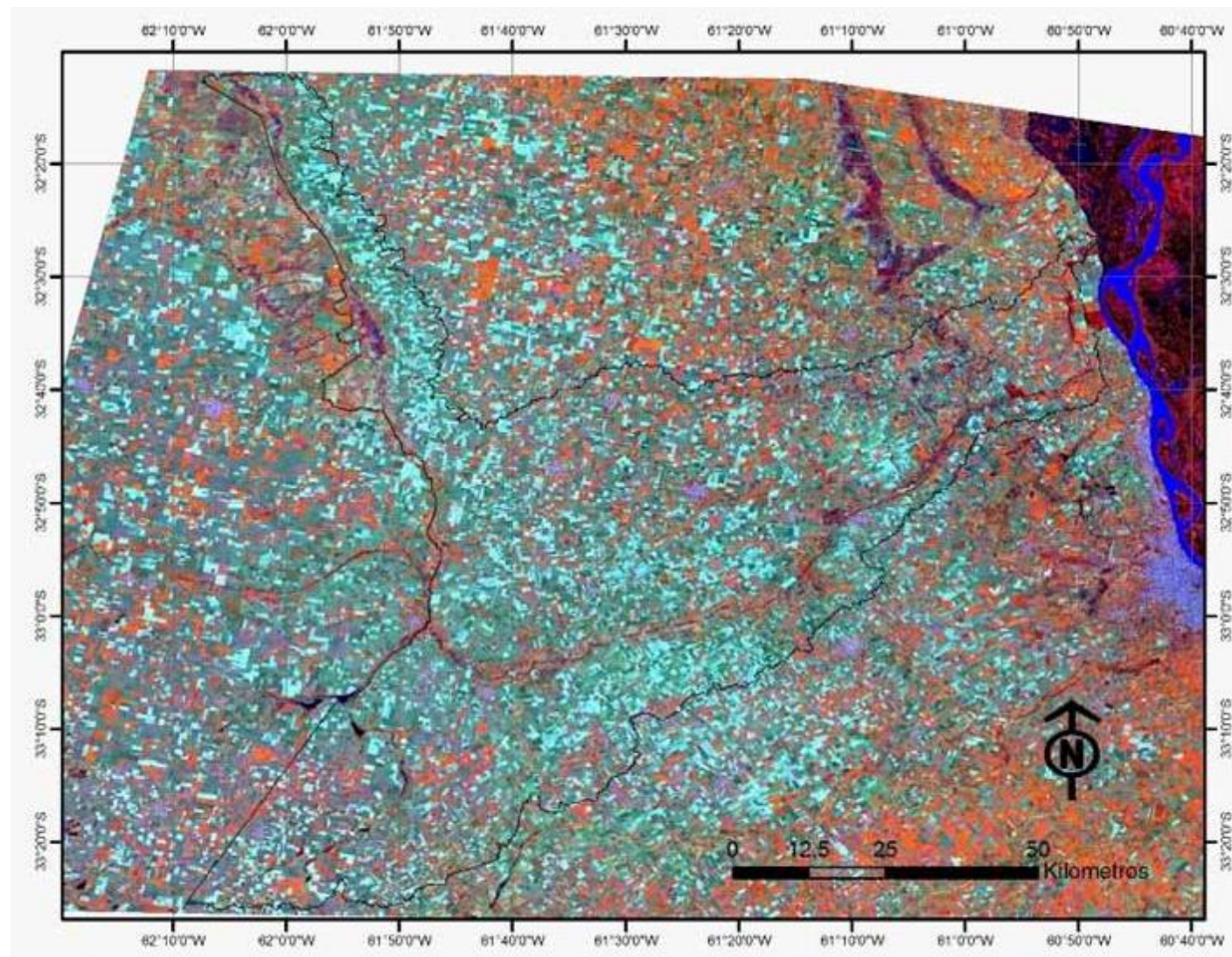


Fig. 13 Imagen satelital utilizada en la generación de mapas

del valor de este atributo sobre toda la superficie de la celda considerada. Un píxel es la menor unidad en la que se descompone una imagen digital, como el raster. Así, el tamaño del píxel define la resolución del raster. Cuanto más pequeño es el píxel, mayor es la resolución. Para este estudio se trabajó con una resolución de 1km.

Las variables Bioclimáticas se derivan de los valores mensuales de la temperatura y de la precipitación, para generar variables biológicamente más significativas. Representan así las tendencias anuales (ejemplo: promedio de temperatura anual, precipitación anual), la estacionalidad (ejemplo: rango anual de temperatura y precipitación) y los factores ambientales limitantes (ejemplo, temperatura del mes más frío y más cálido, y precipitación de los cuartos más húmedos y secos). Un cuarto es un período de tres meses (1/4 del año) (Hijmans et al., 2005).



Para el presente análisis, se utilizaron 2 de las 19 variables climáticas Bioclim (Busby, 1991), las cuales fueron consideradas las más apropiadas teniendo en cuenta las características del área de estudio y las especies estudiadas.

- Temperatura media anual (°C)
- Precipitación anual (mm)

Mapas de distancias

Se incorporó información geoespacial en formato vectorial de diversas fuentes tales como el Instituto geográfico Nacional (IGM) e Instituto Nacional del Agua (INA) a fin de poder obtener información correspondiente a: cursos de agua, caminos y localidades presentes en la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe. El modo de representación vectorial permitió, localizar a las entidades geoespaciales por sus límites perimétrales obteniendo información como resultado de medir distancias euclidianas entre distintas entidades, en este caso los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos medianos y grandes con las variables mencionadas anteriormente.

De esta forma, los atributos que se obtuvieron fueron:

CODIGO DE CLASE	CAPA ó ASPECTO REPRESENTADO
DIS_AGUA	Distancia al curso de agua más próximo (expresado en metros)
DIS_CAMIN	Distancia al camino más próximo (expresado en metros)
DIS_LOCAL	Distancia a la localidad más próxima (expresado en metros)

Tabla 3. Variables utilizadas en la elaboración de mapas de distancia.

Generación de mapa de cobertura de suelo

Para la identificación de unidades de vegetación, se realizó una clasificación no supervisada (Chuvieco, 2010) con 15 clases. Posteriormente, se procedió a asignar cada una de las clases generadas a las diferentes unidades de vegetación y ambiente en base a las características espectrales de la imagen. Para la correcta asignación, se utilizó información propia de terreno e imágenes de alta resolución disponibles desde Google Earth. Estas clases, fueron luego reagrupadas en base a los datos relevados en terreno (Moizo, 2007). En este proceso, las distintas clases espectrales pudieron ser reasignadas a alguna de las cuatro unidades ambientales propuestas por distintos autores (Lewis, 1981; Silva, 2003; Oakley et al., 2006) para el sur de la provincia de Santa Fe (comunidades halófilas del tipo espartillares y praderas saladas ralas o empobrecidas, bosque xerófilo ribereño, tierras de cultivo, ambientes urbanos y periurbanos).

De esta manera, el código de clase según la clasificación propuesta quedó establecido de la siguiente manera:

CODIGO DE CLASE	CLASIFICACION PROPUESTA
01	Cuerpos de agua
02	Comunidades halófilas
03	Bosque xerófilo
04	Tierras de cultivo
05	Ambientes urbanos y periurbanos

Tabla 4. Variables utilizadas en la elaboración de mapas de cobertura.



Para la validación, se realizó un sorteo de 100 puntos al azar y estos fueron corroborados mediante información de campo y fuentes de mayor resolución espacial.

Generación de variables derivadas del SRTM

Uno de los elementos básicos de cualquier representación digital de la superficie terrestre son los Modelos Digitales de Terreno (MDT). Se denomina así al conjunto de capas (en este caso raster) que representan distintas características de la superficie terrestre derivadas de una capa de elevaciones a la que se denomina Modelo Digital de Elevaciones (MDE) (Felicísimo, 1994).

Obtención de variables derivadas: Un MDE no solamente contiene información explícita acerca de la altitud en un área muestreada en diversas celdas (modelo raster) sino que también aporta información relativa a las relaciones (distancia y vecindad) entre los diferentes valores de altitud. Ello permite el cálculo, a partir de diversos procedimientos de álgebra de mapas, de nuevas variables topográficas que se podrán derivar. En este caso, fueron utilizados datos derivados del SRTM de 30mts para obtener el grado de la pendiente expresada en porcentaje y la altura sobre el nivel del mar (expresada en metros).

Análisis de la variabilidad ambiental

Para interpretar las variables ambientales que influyen o describen la presencia de mamíferos en la cuenca, para cada especie hallada se realizaron los siguientes análisis⁵:

1. Tabulación y gráficos de frecuencia de presencia de rastros de cada especie según Unidades Ambientales.
2. Tabulación cruzada y gráficos de frecuencia de presencia de rastros de cada especie según unidad ambiental y estación. Comprobación de independencia de atributos con test Chi-cuadrado.
3. Resumen estadístico descriptivo para cada variable seleccionada para el análisis multivariado de Componentes Principales.
4. Cálculo y presentación de los Intervalos de Confianza de las variables.
5. Aplicación de técnica multivariada de componentes principales previa transformación de las variables originales con logaritmos. Se llevó a cabo Análisis de Componentes Principales (ACP) para evaluar la significancia de las variables ambientales en el análisis de la presencia de cada especie. Este análisis, permite visualizar el peso de cada una de las variables consideradas y la combinación lineal de las mismas que expresan un porcentaje de la variación general de los datos (James y McCulloch, 1990). La técnica permite conocer las variables con mayor importancia y permite inferir relaciones especie-ambiente a partir de datos de presencia y variables ambientales asociadas, en un área determinada (Lepš y Šmilauer, 2003) en este caso, en la distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca. El ACP fue realizado con el programa Statgraphics 5.1.
6. Se realizaron Test de Bondad de Ajuste con Chi-cuadrado para cada especie por estación a fin de determinar si las diversas estaciones influye en la aparición de rastros.

5. Las técnicas estadísticas mencionadas se aplicaron siempre que la cantidad de datos lo permitió



VII RESULTADOS

A partir de los trabajos de campo realizados en la presente investigación, se identificaron dentro de las transectas relevadas, cuatro tipos de unidades ambientales pertenecientes a ecosistemas de tierra firme: 1- comunidades halófilas, las cuales fueron subdivididas en: 1a- espartillares y 1b- praderas saladas ralas o empobrecidas, 2- bosque xerófilo ribereño, 3- tierras de cultivo, 4- ambientes urbanos y periurbanos.

Las mismas se encuentran representadas de manera heterogénea dentro de la cuenca, siendo las tierras de cultivo la cobertura dominante. Esto pudo ser establecido a partir del análisis espectral de imágenes satelitales y datos obtenidos a campo. De un total de 578.512 hectáreas el 86,96% (503046,90Ha) pertenece a tierras de cultivo, el 11,79% (68197,50Ha) a pastizales, dentro de los cuales se encuentran representadas las comunidades halófilas, el 0,67 (3869,82Ha) corresponde a áreas urbanas y periurbanas, el 0,40% (2296,35Ha) a bosques xerófilos ribereños y por último el 0,19% se encuentra representado por cuerpos de agua (río, arroyos, lagunas (Fig. 1). La validación de la clasificación obtenida arrojó una exactitud en el mapa de coberturas de más del 90 %.

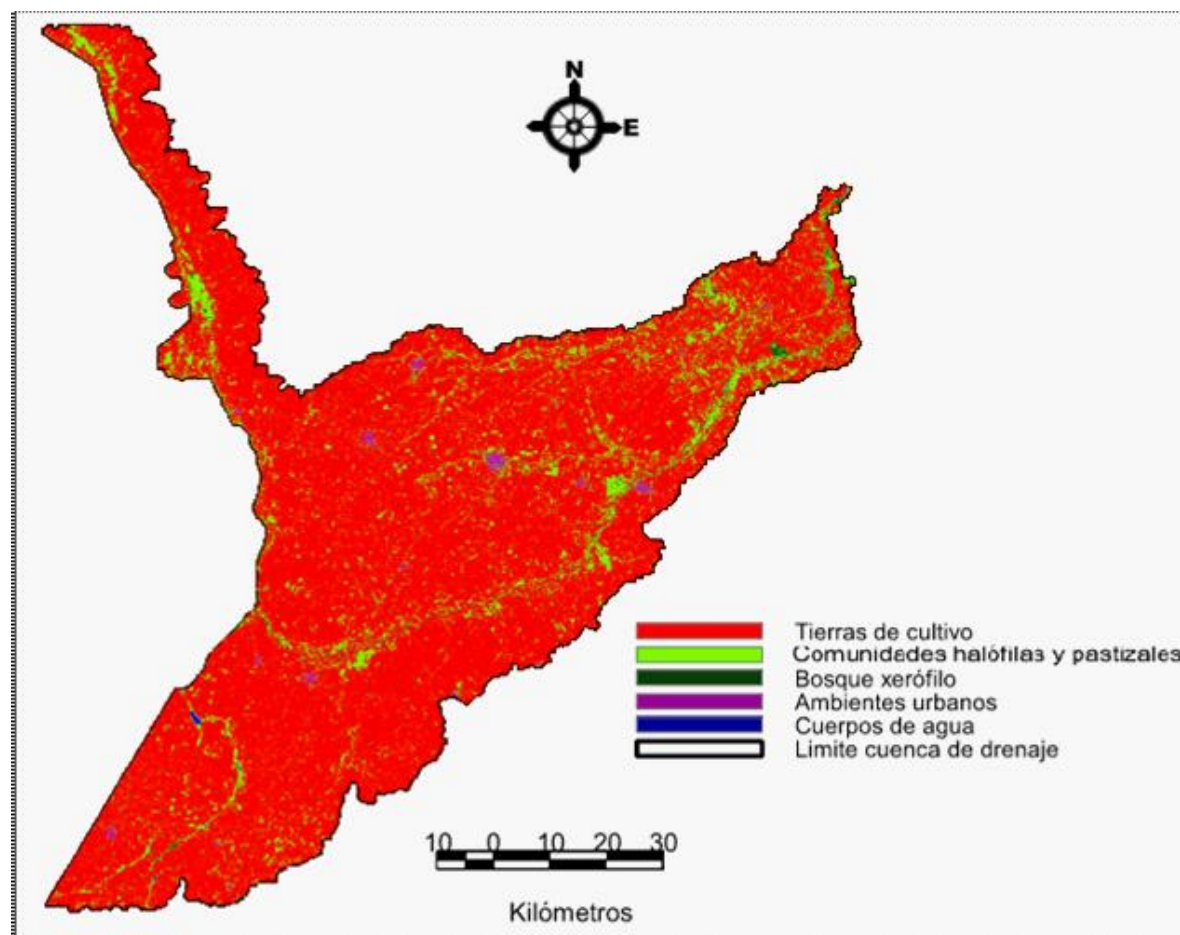


Fig.1. Resultado de la clasificación de las unidades por tipo de cobertura



Diversidad gamma

A partir de 313 registros de presencia (Anexo 2) se obtuvo una riqueza específica (S) para la cuenca del río Carcaraña en la provincia de Santa Fe de 12 especies de mamíferos medianos y grandes (2 marsupiales, 1 xenartro, 7 carnívoros y 2 roedores) los cuales tuvieron sus secuencias individuales de rastros cuantificados y georreferenciados para el cálculo de riqueza específica, índice de abundancia relativa y asociación a variables climático/ambientales (Tabla 1).

Tabla 1. Riqueza de especies para la cuenca del río Carcaraña (provincia de Santa Fe)

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Lutreolina</i>	<i>crassicaudata</i>	Comadreja colorada
		<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Felidae	<i>Puma</i>	<i>concolor</i>	Puma
		<i>Puma</i>	<i>yaguarondi</i>	Gato eyra
		<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
		<i>Leopardus</i>	<i>colocolo</i>	Gato de pajonal
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Hidrochoeridae	<i>Hydrochoerus</i>	<i>hydrochaeris</i>	Carpincho
	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo



Diversidad alfa

1. RIQUEZA ESPECÍFICA Y ABUNDANCIA RELATIVA POR ZONA DE MUESTREO

Para la zona de muestreo **ZMO** (Figura 2) se registró la presencia de 11 especies de mamíferos comprendidas en 8 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total encontramos 2 especies de marsupiales, 1 xenartro, 7 carnívoros y 1 roedor (Tabla 2).



Fig.2. Mapa de ubicación y señalización de la zona de muestreo (ZMO)

Tabla 2. Riqueza de especies para la zona de muestreo (ZMO)				
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Lutreolina</i>	<i>crassicaudata</i>	Comadreja colorada
		<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasyopodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
		<i>Felidae</i>	<i>Puma</i>	concolor
	<i>Puma</i>	<i>yaguarondi</i>	Gato eyra	
	<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés	
	<i>Leopardus</i>	<i>colocolo</i>	Gato de pajonal	
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo



Abundancia relativa

Se recorrieron 72 km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 65 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 11 especies de mamíferos. De éstos, 11 (16,92%; 0,15 rastros/Km) correspondieron a *Galictis cuja*, 9 (13,84%; 0,12 rastros/Km) a *Chaetophractus villosus* y *Puma concolor*, 8 (12,30%; 0,11 rastros/Km) a *Myocastor coypus*, 7 (10,76%; 0,097 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 6 (9,23%; 0,092 rastros/Km) a *Pseudalopex gymnocercus* y *Didelphis albiventris*, 5 (7,69%; 0,069 rastros/Km) a *Conepatus chinga*, 2 (3,07%; 0,027 rastros/Km) a *Puma yaguarondi* y 1 (1,53%; 0,01 rastros/Km) a *Leopardus colocolo* y *Lutreolina crassicaudata* (Tabla 3)

Tabla 3. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en la zona (ZMO)

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	Os	1	72	0,01
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob	6	72	0,092
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Ca, Fo, Re	9	72	0,12
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re,	6	72	0,092
<i>Puma concolor</i>	Hu, Os, Re	9	72	0,12
<i>Puma yaguarondi</i>	Hu, Re	2	72	0,027
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu, Ob, Fo	7	72	0,097
<i>Leopardus colocolo</i>	Re	1	72	0,01
<i>Conepatus chinga</i>	Hu, Cm, Re	5	72	0,069
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob	11	72	0,15
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	8	72	0,11

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para la ZMO es:

$H' = 2.1$ (v. tabla 1 del anexo 3).



Para la zona de muestreo ZVE (Figura 3) se registró la presencia de 9 especies de mamíferos comprendidas en 8 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total encontramos 1 especie de marsupial, 1 xenartro, 5 carnívoros y 2 roedores (Tabla4).



Fig.3. Mapa de ubicación y señalización de la zona de muestreo (ZVE)

Tabla 4. Riqueza de especies para la zona de muestreo (ZVE)				
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Felidae	<i>Puma</i>	<i>yaguarondi</i>	Gato eyra
		<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
		Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Hydrochoeridae	<i>Hydrochoerus</i>	<i>hydrochaeris</i>	Carpincho
	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo



Abundancia relativa

Se recorrieron 72km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 84 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 9 especies de mamíferos. De estos, 24 (28,57%; 0,33 rastros/Km) correspondieron a *Pseudalopex gymnocercus*, 13 (15,47%; 0,18 rastros/Km) a *Chaetophractus villosus*, 11 (13,09%; 0,15 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi* y *Didelphis albiventris*, 8 (9,52%; 0,11 rastros/Km) a *Hydrochoerus hydrochaeris*, 7 (8,33%; 0,097 rastros/Km) a *Galictis cuja*, 4 (4,76%; 0,055 rastros/Km) a *Myocastor coypus* y *Conepatus chinga* y 2 (2,38%; 0,027 rastros/Km) a *Puma yaguarondi* (Tabla 5).

Tabla 5. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en la zona (ZVE)

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob	11	72	0,15
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Re	13	72	0,18
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re,	24	72	0,33
<i>Puma yaguarondi</i>	Hu, Re	2	72	0,027
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu	11	72	0,15
<i>Conepatus chinga</i>	Hu	4	72	0,055
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob	7	72	0,097
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hu, F	8	72	0,11
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	4	72	0,055

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para la ZVE es:
 $H' = 2.07$ (v. tabla 2 del anexo 3)



Para la zona de muestreo **ZB** (Figura 4) se registró la presencia de 8 especies de mamíferos comprendidas en 8 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupial, 1 xenarto, 4 carnívoros y 2 roedores (Tabla 6).



Fig.4. Mapa de ubicación y señalización de la zona de muestreo (ZB)

Tabla 6. Riqueza de especies para la zona de muestreos (ZB)				
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Felidae	<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
RODENTIA	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
	Hidrochoeridae	<i>Hydrochoerus</i>	<i>hydrochaeris</i>	Carpincho
	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

Abundancia relativa

Se recorrieron 72 km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 99 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 8 especies de mamíferos. De éstos, 33 (33,33%; 0,458 rastros/Km) correspondieron a *Pseudalopex gymnocercus*, 16 (16,16%; 0,22 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 15 (15,15%; 0,20 rastros/Km) a *Chaetophractus villosus*, 8 (8,08%; 0,11 rastros/Km) a *Hydrochoerus hydrochaeris* y *Didelphis albiventris*, 7 (7,07%; 0,097 rastros/Km) a *Myocastor coypus* y 6 (6,06%; 0,08 rastros/Km) a *Galictis cuja* y *Conepatus chinga* (Tabla 7).



Tabla 7. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en la zona (ZB)

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob	8	72	0,11
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Re	15	72	0,20
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re,	33	72	0,458
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu	16	72	0,22
<i>Conepatus chinga</i>	Hu	6	72	0,08
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob	6	72	0,08
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hu, F	8	72	0,11
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	7	72	0,097

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para la ZB es:
 $H' = 2.1$ (v. tabla 3 del anexo 3).



Para la zona de muestreo **ZBe** (Figura 5) se registró la presencia de 7 especies de mamíferos comprendidas en 7 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupial, 1 xenartro, 4 carnívoros y 1 roedor (Tabla 8).



Fig.5. Mapa de ubicación y señalización de la zona de muestreo (ZBe)

Tabla 8. Riqueza de especies para la zona de muestreos (ZBe)				
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Felidae	<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

Abundancia relativa

Se recorrieron 72 km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 46 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 7 especies de mamíferos. De éstos, 12 (26,08%; 0,16 rastros/Km) correspondieron a *Myocastor coypus*, 10 (21,73%; 0,138 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 8 (17,39%; 0,11 rastros/Km) a *Pseudalopex gymnocercus*, 7 (15,21%; 0,097 rastros/Km) a *Chaetophractus villosus*, 6 (13,04%; 0,08 rastros/Km) a *Galictis cuja*, 2 (4,34%; 0,027 rastros/Km) a *Conepatus chinga* y 1 (2,17%; 0,013 rastros/Km) a *Didelphis albiventris* (Tabla 9).



Tabla 9. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en la zona (ZBe)

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F	1	72	0,013
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Re	7	72	0,097
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re,	8	72	0,11
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu	10	72	0,138
<i>Conepatus chinga</i>	Hu	2	72	0,027
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob	6	72	0,08
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	12	72	0,16

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para la ZBe es:
 $H' = 2.1$ (v. tabla 4 del anexo 3)



Para la zona de muestreo **ZO** (Figura 6) se registró la presencia de 5 especies de mamíferos comprendidas en 5 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupial, 1 xenarto, 2 carnívoros y 1 roedor (Tabla 10).



Fig.5. Mapa de ubicación y señalización de la zona de muestreo (ZBe)

Tabla 10. Riqueza de especies para la zona de muestreo (ZO)				
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

Abundancia relativa

Se recorrieron 72km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 19 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 5 especies de mamíferos. De estos, 8 (42,10%; 0,11 rastros/Km) correspondieron a *Didelphis albiventris*, 6 (31,57%; 0,08 rastros/Km) a *Chaetophractus villosus*, 3 (15,78%; 0,04 rastros/Km) a *Pseudalopex gymnocercus* y 1 (5,26%; 0,013 rastros/Km) a *Galictis cuja* y *Myocastor coypus* (Tabla 11).



Tabla 11. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en la zona (ZO)

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu	8	72	0,11
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm	6	72	0,08
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re	3	72	0,04
<i>Galictis cuja</i>	Ob	1	72	0,013
<i>Myocastor coypus</i>	F	1	72	0,013

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para la ZMO es:

$H' = 0.66$ (v. tabla 5 del anexo 3)

Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') por zona de muestreo

De acuerdo a las estimaciones de diversidad obtenidas (H') las zonas de muestreos que presentaron relictos naturales arrojaron valores similares (ZMO 2,1; ZVE 2,07; ZBe 2,1; ZB 2,1). La zona Oliveros (ZO) quien no presenta ningún tipo de relicto natural, fue la que presentó el valor más bajo (0,66) (v. gráf. 1 del anexo 3).

2. RIQUEZA ESPECÍFICA Y ABUNDANCIA RELATIVA POR UNIDAD AMBIENTAL

Del total de especies registradas, 9 fueron encontradas en los bosques xerófilos, 10 estuvieron presentes en las comunidades halófilas (10 especies en los “espartillares” y 5 en las “praderas saladas”), 6 para tierras de cultivo y 2 en ambientes urbanos y periurbanos (Gráfico 1).

Gráfico 1. Riqueza específica de mamíferos nativos medianos y grandes por unidad ambiental





Riqueza de especies en bosques xerófilos

Durante los trabajos de campo, se obtuvo información de presencia de 9 especies de mamíferos comprendidas en 8 familias y 4 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupial, 1 xenartro, 5 carnívoros y 2 roedores (Tabla 12).

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
		<i>Felidae</i>	<i>Puma</i>	<i>yaguarondi</i>
		<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Hidrochoeridae	<i>Hydrochoerus</i>	<i>hydrochaeris</i>	Carpincho
	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

De las especies de mamíferos presentes en el área, 66,7% fueron registradas a través de registros directos (observación directa, restos de animales muertos y ejemplares capturados ocasionalmente). La determinación de presencia a partir de signos de actividad (huellas, fecas y señales) permitió obtener información del total de las especies registradas para el área (Tabla 13).

Tabla 13. Mamíferos registrados en el área de estudio y métodos utilizados para su detección

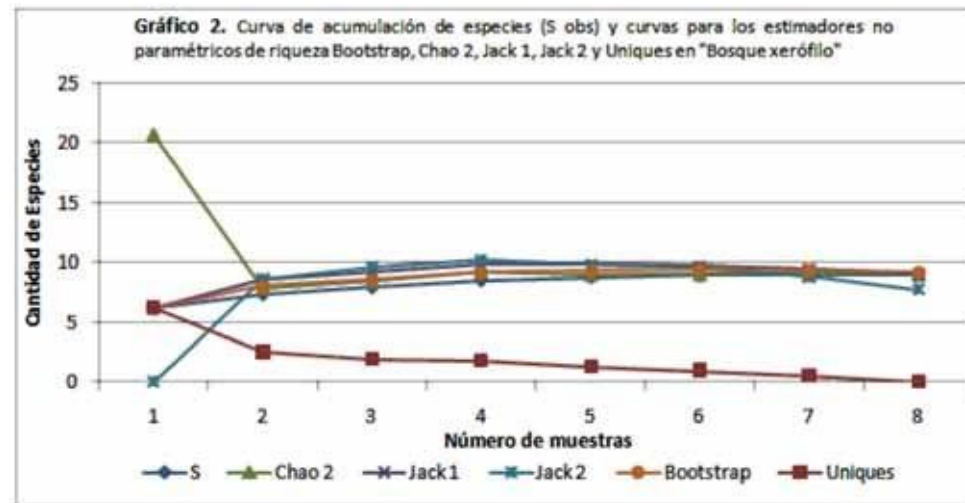
Especies	Nombre vulgar	Registros directos	Registros indirectos	Trampas fotográficas
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa	x	x	x
<i>Chaetophractus villosus</i>	Peludo	x	x	
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Zorro pampeano	x	x	x
<i>Puma yaguarondi</i>	Gato eyra		x	
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés		x	x
<i>Conepatus chinga</i>	Zorrino común	x	x	
<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor	x	x	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Carpincho		x	
<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	x	x	x



En la Tabla 14 se presentan los valores de los estimadores no paramétricos aplicados para la estimación de la riqueza específica esperada para esta unidad ambiental.

Riqueza específica (S)		Chao 2		Jack 1		Jack 2		Bootstrap		Uniques	
Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS
6.16	0.92	20.62	12.47	6.16	0	0	0	6.16	1.13	6.16	1.13
7.36	0.64	7.79	0.91	8.59	0.65	8.59	1.7	7.98	1.39	2.46	1.37
7.94	0.43	8.39	1.08	9.17	0.98	9.51	1.6	8.54	1.11	1.84	0.98
8.52	0.26	9.14	1.26	9.81	1.03	10.17	1.49	9.16	0.58	1.72	0.93
8.78	0.13	8.96	0.62	9.79	0.82	9.82	1.41	9.33	0.52	1.26	0.75
8.94	0.04	9.01	0.39	9.71	0.67	9.51	1.37	9.4	0.33	0.92	0.63
9	0	9	0.24	9.41	0.41	8.85	1.09	9.33	0.13	0.48	0.5
9	0	9	0.19	9	0	7.71	0	9.21	0	0	0

Según los resultados obtenidos, se destaca que para esta unidad ambiental, el muestreo fue suficiente para representar la comunidad de mamíferos en el área de estudio, ya que las curvas de acumulación de especies se estabilizaron o tienden a descender (Gráfico 2).



Abundancia relativa

Se recorrieron 48km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 142 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 9 especies de mamíferos. De estos, 48 (33,80%; 1 rastros/Km) correspondieron a *Pseudalopex gymnocercus*, 27 (19,01%; 0,56 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 16 (11,26%; 0,33 rastros/Km) a *Hydrochoerus hydrochaeris*, 15 (10,56%; 0,31 rastros/Km) a *Didelphis albiventris*, 11 (7,74%; 0,22 rastros/Km) a *Myocastor coypus*, 9 (6,33%; 0,18 rastros/Km) a *ChaetophRACTUS villosus*, 7 (4,92%; 0,14 rastros/Km) a *Conepatus chinga* y *Galictis cuja*, 2 (1,40%; 0,04 rastros/Km) a *Puma yaguarondi* (Tabla 15).



Tabla 15. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en bosque xerófilo

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob, Fo	15	48	0,31
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Ca, Fo, Re	9	48	0,18
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Ob, Re, Fo	48	48	1
<i>Puma yaguarondi</i>	Hu	2	48	0,04
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu, F, Ob, Fo	27	48	0,56
<i>Conepatus chinga</i>	Hu, Cm	7	48	0,14
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob, Re	7	48	0,14
<i>Hydrochaerus hydrochaeris</i>	Hu, F	16	48	0,33
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	11	48	0,22

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para Bosque xerófilo es:

$$H' = 2.33 \text{ (v. tabla 6 del anexo 3)}$$

Se realizó además, una comparación entre los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos relevados y las estaciones climáticas a fin de verificar la existencia de algún patrón estacional (Anexo 17).

Entre las 9 especies, 5 no presentaron diferencias significativas (chi-cuadrado, $p < 0.05$) y cuatro mostraron registros de presencia significativamente diferentes: *Didelphis albiventris* (Lund, 1840); *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1840) y *Leopardus geoffroyi* (d'Orbigny y Gervais, 1844), presentaron mayor registro de presencia en las estaciones primavera-verano, y *Chaetophractus villosus* (Desmarest, 1804), en las estaciones otoño-invierno.

Riqueza de especies en Comunidades halófilas

Espartillares:

Durante el período de estudio en la unidad ambiental, se registró la presencia de 10 especies de mamíferos comprendidas en 7 familias y 3 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 2 especies de marsupiales, 7 carnívoros y 1 roedor (Tabla 16).

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Lutreolina</i>	<i>crassicaudata</i>	Comadreja colorada
		<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
		Felidae	<i>Puma</i>	<i>concolor</i>
	<i>Puma</i>		<i>yaguarondi</i>	Gato eyra
	<i>Leopardus</i>		<i>geoffroyi</i>	Gato montés
	<i>Leopardus</i>	<i>colocolo</i>	Gato de pajonal	
Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común	
RODENTIA	Mustellidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
		Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>



De las especies de mamíferos presentes en el área, el 60% fueron registradas a través de registros directos, siendo la captura de ejemplares por pobladores locales con un 66,7% la que mayor prevalencia tuvo. La determinación de presencia a partir de signos de actividad (huellas, fecas y señales) permitió obtener información del 80% de las especies registradas para el área (Tabla 17).

Tabla 17. Mamíferos registrados en el área de estudio y métodos utilizados para su detección

Especies	Nombre vulgar	Registros directos	Registros indirectos	Trampas fotográficas
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	Comadreja colorada	x		
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa		x	
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Zorro pampeano	x(1)	x	
<i>Puma concolor</i>	Puma		x	
<i>Puma yagouondi</i>	Gato eyra	x(1)	x	
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés	x	x	x
<i>Leopardus colocolo</i>	Gato de pajonal	x(1)		
<i>Canepatus chinga</i>	Zorrino común	x(1)	x	
<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor		x	
<i>Myocastor coypus</i>	Coipo		x	

(1)Ejemplares cazados con trampas de cierre por pobladores locales.

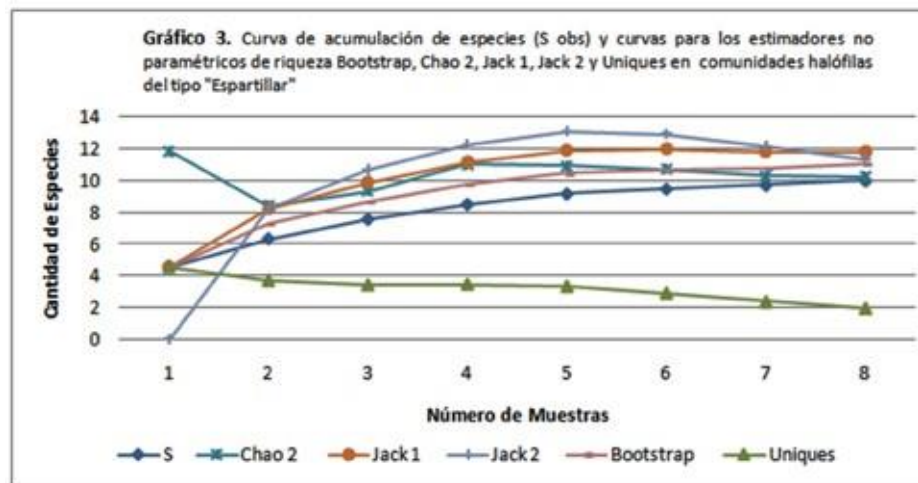
En la Tabla 18 se presentan los valores de los estimadores no paramétricos aplicados para la estimación de la riqueza específica esperada para esta unidad ambiental.

Tabla 18. Índices de riqueza específica de los mamíferos nativos medianos y grandes para la unidad ambiental "Comunidades halófilas del tipo Espartillar"

Riqueza específica (S)		Chao 2		Jack 1		Jack 2		Bootstrap		Uniques	
Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS
4.56	0.96	11.82	7.65	4.56	0	0	0	4.56	0.61	4.56	0.61
6.32	1	8.4	2.7	8.19	0.45	8.19	1.31	7.26	0.97	3.74	1.47
7.56	0.94	9.34	2.41	9.87	0.66	10.64	1.99	8.67	1.07	3.46	1.27
8.5	0.86	11.04	3.12	11.13	0.85	12.24	2.74	9.73	1.19	3.5	1.39
9.16	0.8	10.89	2.52	11.86	1.11	13.06	2.3	10.43	1.01	3.38	1.12
9.48	0.76	10.69	1.95	11.95	1.22	12.92	2.11	10.66	0.84	2.96	0.92
9.7	0.74	10.29	1.17	11.77	1.17	12.15	1.92	10.76	0.69	2.42	0.81
10	0.74	10.22	0.67	11.75	1.15	11.32	0	11	0	2	0



Se destaca que para esta unidad ambiental, el muestreo fue suficiente para representar la comunidad de mamíferos en el área de estudio, ya que las curvas de acumulación de especies se estabilizaron o tienden a descender (Gráfico 3).



Abundancia relativa

Se recorrieron 24 km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 38 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madriguera, observación directa) de un total de 10 especies de mamíferos. De éstas, 9 (23,7%; 0,37 rastros/Km) correspondieron a *Puma concolor*, 8 (21,1%; 0,33 rastros/Km) a *Myocastor coypus*, 7 (18,4%; 0,29 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 6 (15,8%; 0,25 rastros/Km) a *Galictis cuja*, 4 (10,5%; 0,16 rastros/Km) a *Conepatus chinga*, 3 (7,9%; 0,12 rastros/Km) a *Pseudalopex gymnocercus*, 2 (5,3%; 0,08 rastros/Km) a *Puma yaguarondi* y *Didelphis albiventris* y 1 (2,6%; 0,04 rastros/Km) a *Lutreolina crassicaudata* y *Leopardus colocolo* (Tabla 19).

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	Os	1	24	0,04
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob	2	24	0,08
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, Re,	3	24	0,12
<i>Puma concolor</i>	Hu, Os, Re	9	24	0,37
<i>Puma yaguarondi</i>	Hu, Re	2	24	0,08
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu, Ob, Fo	7	24	0,29
<i>Leopardus colocolo</i>	Re	1	24	0,04
<i>Conepatus chinga</i>	Hu, Cm, Re	4	24	0,16
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Ob	6	24	0,25
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm,	8	24	0,33

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado



El índice de Shannon-Wiener para espartillar es:

$$H' = 2,59 \text{ (v. tabla 7 del anexo 3)}$$

Se realizó además, una comparación entre los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos relevados y las estaciones climáticas a fin de verificar la existencia de algún patrón estacional (Anexo 17).

Del total de las especies registradas, ninguna presentó diferencias significativas (chi-cuadrado, $p > 0.05$) entre estaciones.

Praderas saladas ralas o empobrecidas:

Durante el período de estudio en la unidad ambiental, se registró la presencia de 5 especies de mamíferos comprendidas en 5 familias y 2 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 4 carnívoros y 1 roedor (Tabla 20).

Tabla 20. Riqueza de especies para Praderas saladas ralas o empobrecidas

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Felidae	<i>Leopardus</i>	<i>geoffroyi</i>	Gato montés
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor
RODENTIA	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

De las especies de mamíferos presentes en el área, el 40% fueron registradas a través de registros directos, siendo el total a partir de observación directa. La determinación de presencia a partir de signos de actividad (huellas, fecas y señales) permitió obtener información del 100% de las especies registradas para el área (Tabla 21).

Tabla 21. Mamíferos registrados en el área de estudio y métodos utilizados para su detección.

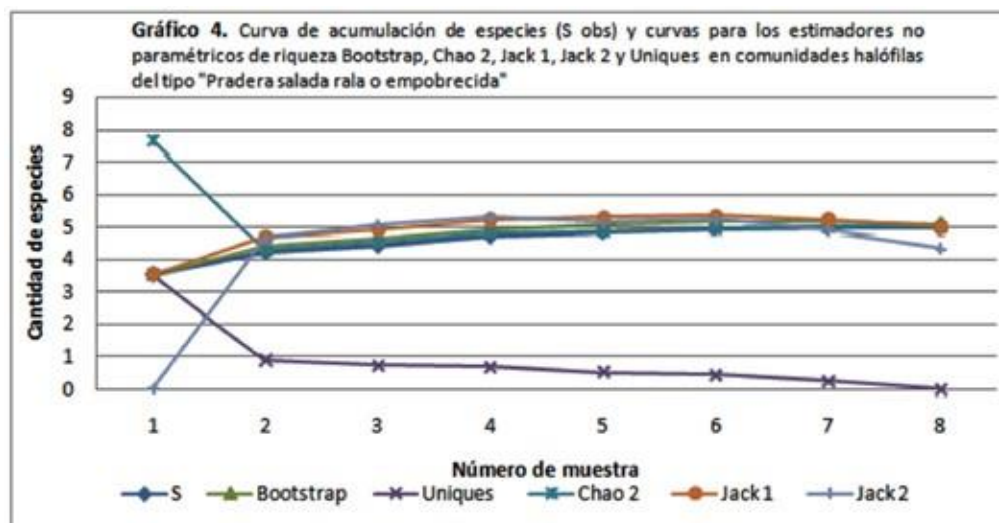
Especies	Nombre vulgar	Registros directos	Registros indirectos	Trampas fotográficas
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Zorro pampeano	x	x	x
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés		x	x
<i>Conepatus chinga</i>	Zorrino común		x	
<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor		x	x
<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	x	x	



En la Tabla 22 se presentan los valores de los estimadores no paramétricos, aplicados para la estimación de la riqueza específica esperada para esta unidad ambiental.

Riqueza específica (S)		Chao 2		Jack 1		Jack 2		Bootstrap		Uniques	
Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS
3.52	0.71	7.67	5.05	3.52	0	0	0	3.52	0.79	3.52	0.79
4.22	0.47	4.27	0.4	4.67	0.45	4.67	1.08	4.45	0.93	0.9	0.74
4.42	0.31	4.53	0.58	4.91	0.49	5.07	1.14	4.66	0.81	0.74	0.66
4.7	0.19	4.79	0.51	5.21	0.51	5.3	1.08	4.96	0.53	0.68	0.65
4.84	0.1	4.88	0.34	5.26	0.42	5.17	1.06	5.08	0.45	0.52	0.58
4.96	0.03	4.96	0.26	5.33	0.37	5.23	1	5.18	0.27	0.44	0.5
5	0	5	0.21	5.21	0.21	4.92	0.93	5.16	0.11	0.24	0.43
5	0	5	0.11	5	0	4.36		5.1	0	0	0

Se destaca que para esta unidad ambiental, el muestreo fue suficiente para representar la comunidad de mamíferos en el área de estudio, ya que las curvas de acumulación de especies se estabilizaron o tienden a descender (Gráfico 4).





Abundancia relativa

Se recorrieron 24km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 35 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 5 especies de mamíferos. De éstas, 12 (34,3%; 0,5 rastros/Km) correspondieron a *Myocastor coypus*, 10 (28.6%; 0.41 rastros/Km) a *Leopardus geoffroyi*, 6 (17,1%; 0,25 rastros/Km) para *Pseudalopex gymnocercus* y *Galictis cuja* y 1 (2,9%; 0,04 rastros/Km) a *Conepatus chinga* (Tabla 23).

Tabla 23. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en Praderas saladas.

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, F, Ob, Re, Fo	6	24	0,25
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Hu, F, Ob, Fo	10	24	0,41
<i>Conepatus chinga</i>	Hu, Cm	1	24	0,04
<i>Galictis cuja</i>	Hu, Fo	6	24	0,25
<i>Myocastor coypus</i>	Hu, F, Cm, Ob	12	24	0,5

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para praderas saladas es:

$$H' = 1,5 \text{ (v. tabla 8 del anexo 3)}$$

Se realizó además, una comparación entre los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos relevados y las estaciones climáticas a fin de verificar la existencia de algún patrón estacional (Anexo 17).

Entre las 5 especies, 4 no presentaron diferencias significativas (chi-cuadrado, $p > 0.05$) mientras que *Galictis cuja* (Molina, 1782) presenta registros significativamente diferentes para las estaciones primavera-verano en comparación con las estaciones otoño-invierno.

Riqueza de especies en Tierras de cultivo

Durante el período de estudio en la unidad ambiental, se registró la presencia de 5 especies de mamíferos comprendidas en 5 familias y 3 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupial, 1 xenartro y 3 carnívoros (Tabla 24).

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja overa
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus</i>	<i>villosus</i>	Peludo
CARNIVORA	Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>gymnocercus</i>	Zorro pampeano
	Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>chinga</i>	Zorrino común
	Mustelidae	<i>Galictis</i>	<i>cuja</i>	Hurón menor



De las especies de mamíferos presentes en el área, el 60% fueron registradas a través de registros directos. La determinación de presencia a partir de signos de actividad (huellas, fecas y señales) permitió obtener información del 80% de las especies registradas para el área (Tabla 25).

Especies	Nombre vulgar	Registros directos	Registros indirectos	Trampas fotográficas
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa		x	
<i>Chaetophractus villosus</i>	peludo	x	x	
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Zorro pampeano	x	x	
<i>Conepatus chinga</i>	Zorrino común		x	
<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor	x		

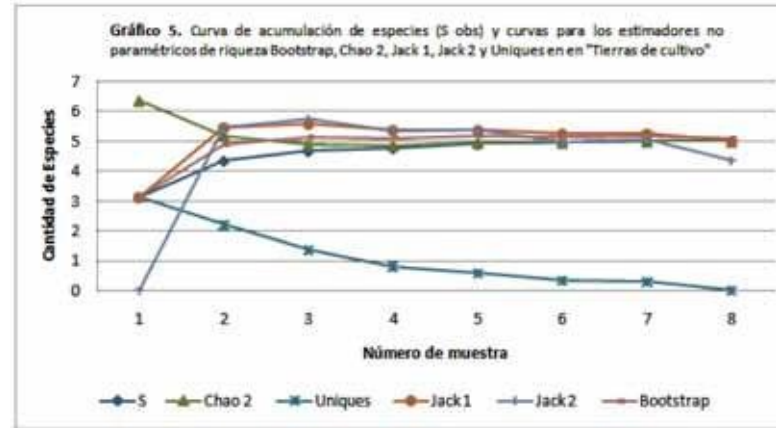
En la Tabla 26, se presentan los valores de los estimadores no paramétricos aplicados para la estimación de la riqueza específica esperada para esta unidad ambiental.

Tabla 26. Índices de riqueza específica de los mamíferos nativos medianos y grandes para la unidad ambiental "Tierras de cultivo"

Riqueza específica (S)		Chao 2		Jack 1		Jack 2		Bootstrap		Uniques	
Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS
3.12	0.57	6.36	4.18	3.12	0	0	0	3.12	0.9	3.12	0.9
4.34	0.45	5.19	1.44	5.44	0.56	5.44	1.39	4.89	1.1	2.2	1.32
4.66	0.31	4.88	0.61	5.57	0.91	5.74	1.17	5.13	0.75	1.36	0.78
4.76	0.19	4.85	0.52	5.36	0.6	5.35	1.14	5.1	0.49	0.8	0.64
4.9	0.1	4.95	0.44	5.35	0.45	5.28	1.13	5.17	0.39	0.56	0.61
4.96	0.03	4.96	0.31	5.23	0.27	4.98	0.95	5.15	0.25	0.32	0.47
5	0	5	0.28	5.26	0.26	5.05	1	5.18	0.12	0.3	0.46
5	0	5	0.17	5	0	4.36		5.1	0	0	0



Se destaca que para esta unidad ambiental, el muestreo fue suficiente para representar la comunidad de mamíferos en el área de estudio, ya que las curvas de acumulación de especies se estabilizaron o tienden a descender (Gráfico 5).



Abundancia relativa

Se recorrieron 240km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 86 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas, cuevas/madrigueras, observación directa) de un total de 5 especies de mamíferos. De éstas, 41 (47,67%; 0,17 rastros/Km) correspondieron a *Chaetophractus villosus*, 17 (19,76%; 0,07 rastros/Km) a *Pseudalopex gymnocercus*, 12 (13,95%; 0,05 rastros/Km) a *Galictis cuja*, 11 (12,79%; 0,04 rastros/Km) a *Didelphis albiventris* y 5 (5,81%; 0,02 rastros/Km) a *Conepatus chinga* (Tabla 27).

Tabla 27. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en Tierras de cultivo.

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu, Ob	11	240	0,04
<i>Chaetophractus villosus</i>	Cm, Ca, Ob	41	240	0,17
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Hu, F, Ob	17	240	0,07
<i>Conepatus chinga</i>	Hu, Cm	5	240	0,02
<i>Galictis cuja</i>	Ob	12	240	0,05

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para Tierras de cultivo es:
 $H' = 0,81$ (v. tabla 9 del anexo 3)



Se realizó además, una comparación entre los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos relevados y las estaciones climáticas a fin de verificar la existencia de algún patrón estacional (Anexo 17).

Entre las 5 especies, 3 no presentaron diferencias significativas (chi-cuadrado, $p > 0.05$) mientras que 2 mostraron registros de presencia significativamente diferentes: *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1840) y *ChaetophRACTUS villosus* (Desmarest, 1804), presentaron mayor registro de presencia en las estaciones primavera-verano.

Riqueza de especies en Ambientes urbanos y periurbanos

Durante el período de estudio en la unidad ambiental, se registró la presencia de 2 especies de mamíferos comprendidas en 2 familias y 2 órdenes. Incluidos en este conteo total, se encuentran: 1 especie de marsupiales y 1 roedor (Tabla 28).

Tabla 28. Riqueza de especies para Ambientes urbanos y periurbanos

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre vulgar
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>albiventris</i>	Comadreja Overa
RODENTIA	Myocastoridae	<i>Myocastor</i>	<i>coypus</i>	Coipo

De las especies de mamíferos presentes en el área, el total de las determinaciones de presencia, se realizaron a partir de signos de actividad (huellas, fecas y señales) (Tabla 29).

Tabla 29. Mamíferos registrados en el área de estudio y métodos utilizados para su detección.

Especies	Nombre vulgar	Registros directos	Registros indirectos	Trampas fotográficas
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa		x	
<i>Myocastor coypus</i>	Coipo		x	

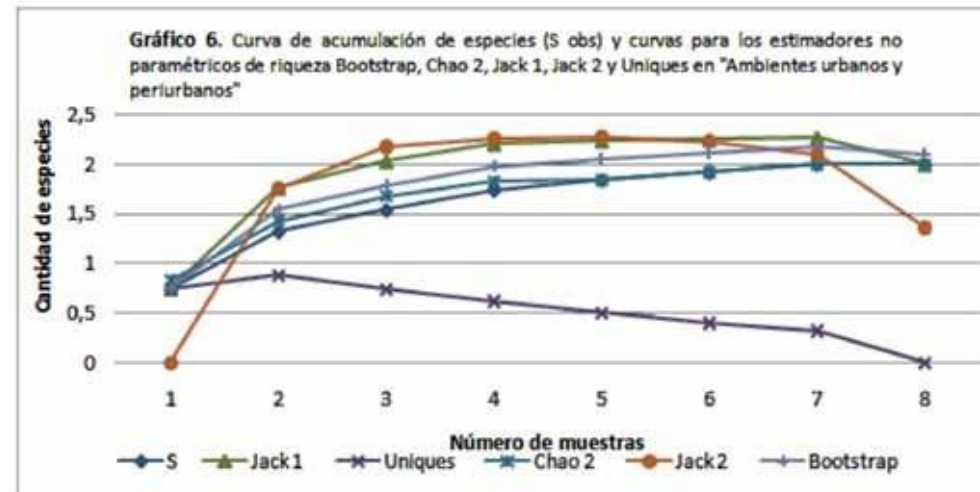
En la Tabla 30, se presentan los valores de los estimadores no paramétricos aplicados para la estimación de la riqueza específica esperada para esta unidad ambiental.



Tabla 30. Índices de riqueza específica de los mamíferos nativos medianos y grandes para la unidad ambiental "Ambientes urbanos y periurbanos"

Riqueza específica (s)		Chao 2		Jack 1		Jack 2		Bootstrap		Uniques	
Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS	Valor	DS
0.74	0.27	0.83	0.18	0.74	0	0	0	0.74	0.63	0.74	0.63
1.32	0.3	1.43	0.34	1.76	0.38	1.76	0.73	1.54	0.61	0.88	0.59
1.54	0.24	1.68	0.5	2.03	0.39	2.18	1.12	1.78	0.65	0.74	0.72
1.74	0.15	1.83	0.47	2.21	0.4	2.27	1.26	1.98	0.58	0.62	0.67
1.84	0.08	1.84	0.31	2.24	0.4	2.28	1.02	2.05	0.48	0.5	0.51
1.92	0.03	1.92	0.31	2.25	0.33	2.24	1.04	2.11	0.35	0.4	0.49
2	0	2	0.3	2.27	0.27	2.1	1.02	2.18	0.12	0.32	0.47
2	0	2	0.24	2	0	1.36	0	2.1		0	0

Se destaca que para esta unidad ambiental, el muestreo fue suficiente para representar la comunidad de mamíferos en el área de estudio, ya que las curvas de acumulación de especies se estabilizaron o tienden a descender (Gráfico 6).



Abundancia relativa

Se recorrieron 24km de transectos lineales de ancho variable, se obtuvieron 7 registros de presencia (conjunto de huellas, excretas) de un total de 2 especies de mamíferos. De éstas, 6 (85,7%; 0,25 rastros/Km) correspondieron a *Didelphis albiventris* y 1 (14,3%; 0,04 rastros/Km) a *Myocastor coypus* (Tabla 31).



TABLA 31. Índice de abundancia relativa para los mamíferos registrados en Ambientes urbanos y periurbanos.

Especies	Tipo de rastros	Nº de indicios	Dist. recorrida en Km	Índice de abundancia relativa
<i>Didelphis albiventris</i>	F, Hu	6	24	0,25
<i>Myocastor coypus</i>	F	1	24	0,04

Tipo de rastro: Ca = Caparazón, F = Fecas, Hu = Huellas, Ob = Observación Directa, Os = Restos óseos, Cm = Cueva/madriguera, Re = Referencia Local, Fo = Fotografiado

El índice de Shannon-Wiener para Ambientes urbanos y periurbanos es:

$H' = 0,46$ (v. tabla 10 del anexo 3).

Se realizó además, una comparación entre los datos de presencia de cada una de las especies de mamíferos relevados y las estaciones climáticas a fin de verificar la existencia de algún patrón estacional (Anexo 17).

Del total de las especies registradas, ninguna presentó diferencias significativas (chi-cuadrado, $p > 0.05$) entre estaciones.

Índice de Diversidad de Shannon-Wiener por unidad ambiental (H')

De acuerdo a las estimaciones de diversidad obtenidas (H'), las comunidades halófilas del tipo espartillar, arrojaron el valor más alto (2,59) seguido del bosque xerófilo ribereño con 2,33 y las comunidades halófilas del tipo praderas saladas ralas o empobrecidas con 1,5. Las tierras de cultivo presentaron un valor de 0,81, mientras que las áreas urbanas y periurbanas arrojaron los valores más bajos con un valor de 0,46 (v. gráf.2 del anexo 3).

Diversidad beta por unidad ambiental

Similitud entre Unidades ambientales

En cuanto a la diversidad beta, medida por el índice de Jaccard y el índice de Morisita-Horn, se obtuvieron los siguientes resultados: el análisis entre unidades ambientales (Tabla 32), mostró que las unidades con el índice de similitud más alto, se presentaron entre el bosque xerófilo ribereño y las comunidades halófilas del tipo espartillar (0,58), sin embargo, con respecto a lo mencionado por Sánchez y López (1988); Vargas y Hernández (2001); Hernández-Magaña et al. (2012), este valor está por debajo del criterio de similitud. En cuanto a las unidades ambientales con menos similitud en riqueza de especies, se encuentran los ambientes urbanos con las comunidades halófilas del tipo praderas saladas y las tierras de cultivo, presentando un índice de similitud del 0,16 respectivamente.

TABLA 32. COEFICIENTE DE SIMILITUD DE JACCARD					
Unidades ambientales	BOSQUE XEROFILO	ESPARTILLAR	PRADERA SALADA	TIERRAS DE CULTIVO	AMBIENTES URBANOS
BOSQUE XEROFILO	-	0.58	0.55	0.55	0.22
ESPARTILLAR	0.58	-	0.5	0.36	0.2
PRADERA SALADA	0.55	0.5	-	0.42	0.16
TIERRAS DE CULTIVO	0.55	0.36	0.42	-	0.16
AMBIENTES URBANOS	0.22	0.2	0.16	0.16	-



El dendrograma obtenido con el análisis de agrupamiento para las cuatro unidades ambientales, contemplando las dos subunidades pertenecientes a comunidades halófilas, basado en los índices de similitud de Jaccard, identificó claramente un gradiente producto de su composición de especies (Figura 7). Las unidades ambientales con mayor similitud en su mastofauna fueron las unidades Bosque xerófilo y comunidades halófilas del tipo espartillar. En un grado menor de similitud a este núcleo, se encontró a la comunidad halófila de tipo pradera salada seguida de las tierras de cultivo, mientras que ambientes urbanos manifestó una mínima semejanza con respecto a las restantes unidades ambientales.

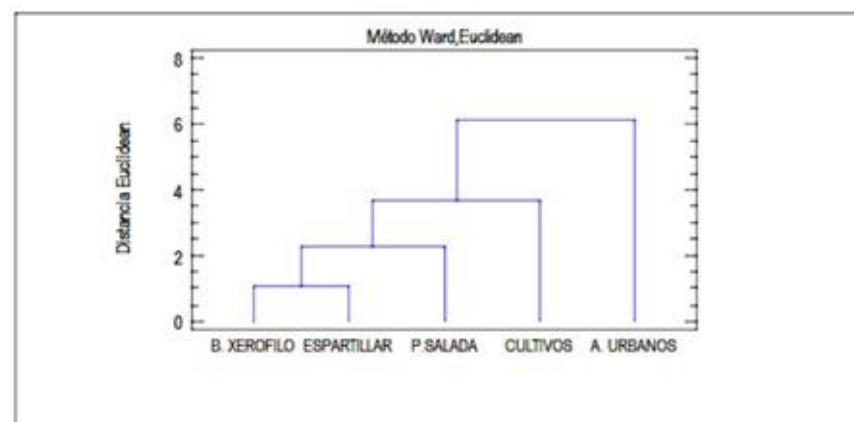


Figura7. Dendrograma de similaridad faunística a partir del índice de Jaccard para las 5 unidades ambientales propuestas para la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe).

Con referencia al análisis de diversidad beta para cada unidad ambiental, tomando en cuenta el índice de Morisita-Horn, el cual depende de la abundancia relativa de cada especie (Tabla 33), los resultados mostraron que la combinación de las unidades ambientales bosque xerófilo y comunidad halófila del tipo praderas saladas cuentan con el índice más alto (0,736) seguidos por las unidades ambientales comunidades halófilas del tipo espartillar y praderas saladas con (0,731). Para comunidades halófilas del tipo praderas saladas y ambientes urbanos, se obtuvo el valor más bajo (0,066).

TABLA 33. COEFICIENTE DE SIMILITUD DE Morisita-Horn					
Unidades ambientales	BOSQUE XEROFILO	ESPARTILLAR	PRADERA SALADA	TIERRAS DE CULTIVO	AMBIENTES URBANOS
BOSQUE XEROFILO	-	0.517	0.736	0.484	0.215
ESPARTILLAR	0.517	-	0.731	0.205	0.148
PRADERA SALADA	0.736	0.731	-	0.258	0.066
TIERRAS DE CULTIVO	0.484	0.205	0.258	-	0.205
AMBIENTES URBANOS	0.215	0.148	0.066	0.205	-



En el dendrograma obtenido con el análisis de agrupamiento basado en los índices de similitud de Morisita-Horn (Figura 8), se identifican dos grandes conjuntos: uno conformado por tres unidades ambientales, en el que las comunidades halófilas del tipo espartillar y pradera salada forman un subconjunto a una menor distancia de ligamiento, luego y asociado a éste, se encuentra el Bosque xerófilo. Las Tierras de cultivo y los ambientes urbanos, se encuentran formando un subconjunto claramente separado de los tres primeros.

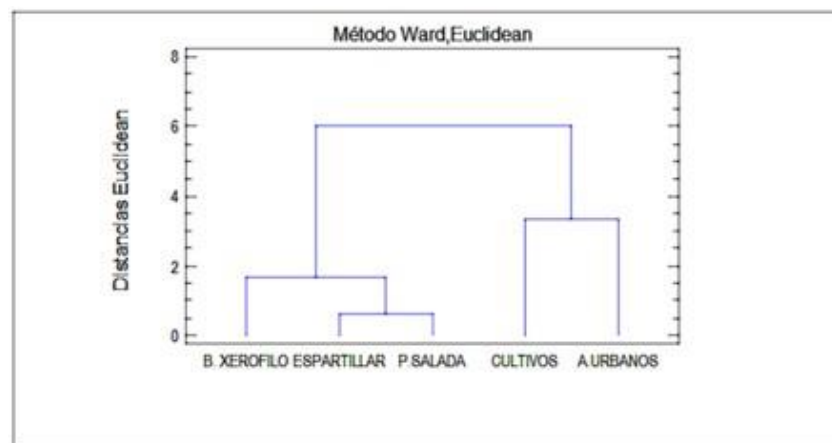


Figura 8. Dendrograma de similaridad faunística a partir del índice de Morisita-Horn para las 5 unidades ambientales propuestas para la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe).

Complementariedad entre unidades ambientales

Los valores del índice de complementariedad entre unidades ambientales se pueden observar en la tabla 34. En general, los resultados del IC al comparar pares de unidades ambientales presentaron valores cercanos a uno (1); es decir que la composición de especies es muy diferente cuando forma parte del par la unidad ambiental “ambientes urbanos” mostrando valores que varían entre el 0,70 y 0,83, esto es previsible teniendo en cuenta la baja riqueza específica que presenta esta unidad. Los pares en que las tierras de cultivo forman parte del mismo varían su disimilitud entre el 0,57 y 0,64, mientras que los pares en que participan la unidades ambiental “Bosque xerófilo” y las subunidades “espartillar” y “praderas saladas” mostraron una composición relativamente similar (con valores que fluctuaron entre 0,42 y 0,50) teniendo en cuenta el valor crítico propuesto por Sánchez y López, 1988.

TABLA 34. COMPLEMENTARIEDAD					
Unidades ambientales	BOSQUE		PRADERA	TIERRAS DE	AMBIENTES
	XEROFILO	ESPARTILLAR	SALADA	CULTIVO	URBANOS
BOSQUE XEROFILO	-	0.42	0.44	0.60	0.70
ESPARTILLAR	0.42	-	0.50	0.64	0.80
PRADERA SALADA	0.44	0.50	-	0.57	0.83
TIERRAS DE CULTIVO	0.60	0.64	0.57	-	0.83
AMBIENTES URBANOS	0.70	0.80	0.83	0.83	-



Recambio de especies entre unidades ambientales

La diversidad beta entre unidades ambientales, medida con el índice de Whittaker (tabla 35), muestra variaciones similares a las obtenidas a partir del índice de complementariedad. El aumento gradual en los coeficientes obtenidos (del 0,05 al 0,66), indica que los sitios muestreados difieren en su composición.

TABLA 35. ÍNDICE DE REEMPLAZO DE WHITTAKER					
Unidades ambientales	BOSQUE XEROFILO	ESPARTILLAR	PRADERA SALADA	TIERRAS DE CULTIVO	AMBIENTES URBANOS
BOSQUE XEROFILO	-	1.05	1.28	1.2	1.63
ESPARTILLAR	1.05	-	1.33	1.25	1.66
PRADERA SALADA	1.28	1.33	-	1.09	1.42
TIERRAS DE CULTIVO	1.2	1.25	1.09	-	1.5
AMBIENTES URBANOS	1.63	1.66	1.42	1.5	-

Con respecto a la diversidad beta de Whittaker para toda la cuenca, el resultado obtenido fue de 1,87, esto expresado en porcentaje (Moreno, 2000; Halfpeter et al., 2001) representa un 87,5%, lo que indica un factor beta elevado. Con respecto al análisis espacial de la mastofauna relevada (Anexo 4), se observaron dos tendencias en la acumulación de registros de mamíferos nativos medianos y grandes en el área de estudio. Por un lado, la mayor cantidad de registros se encuentran concentrados en zonas cercanas a cuerpos de agua, el 72,84% (228 registros) se presentaron a menos de 500m del río o algún tributario (v. tabla 1 del anexo 5). Resultados similares se obtuvieron con respecto a la asociación con unidades ambientales, donde el 69% (126 registros) se acumula entre las unidades ambientales de uso natural (Naveh y Lieberman, 2000; Silva, 2003; Moizo, 2007), bosque xerófilo y comunidades halófilas (espartillar y praderas saladas) (v. Tabla 1 y gráf. 1 del anexo 5).

Con respecto a los resultados obtenidos por especie, los mismos se detallan a continuación. Cabe destacar que las variables climáticas propuestas en el inicio de esta investigación (temperatura media anual y precipitación media anual) se presentaron de forma homogénea en toda la zona de estudio (Temperatura media anual: $X=16.90$, $\sigma=0,249$, $CV=1,48\%$; Precipitación media anual: $X=90242$, $\sigma=35,585$, $CV=3,94\%$), lo que motivó su no incorporación en el presente análisis (v. tabla 3 y 4 del anexo 5).

Lutreolina crassicaudata (Desmarest, 1804)

De esta especie, se obtuvo un solo registro de presencia (ejemplar muerto) durante el año 2011. El mismo se presentó en verano, en la unidad ambiental comunidades halófilas del tipo espartillar. En esta unidad, se recorrieron 24Km de transectas lo que arroja una abundancia relativa para la especie de 0,04 rastros/km. Desde el punto de vista del análisis espacial, sólo se puede mencionar que se encontraba a 8km del camino más cercano y a una distancia de 11Km de Montes de Oca (localidad más cercana). Estaba a 3m del arroyo Tortugas con una altura de 30 metros sobre el nivel del mar y una pendiente de terreno de 0,741 metros.

Didelphis albiventris (Lund, 1840)

En total, se obtuvieron 34 registros de presencia de *Didelphis albiventris*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, cinco (14,70%) en invierno, siete (20,58%) en otoño, diez (29,41%) en primavera y 12 (35,29%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (Chi-



cuadrado = 3,41, $gl = 1$, $P\text{-Valor} = 0,065$) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja $P\text{-Valor}$ inferior a 0,10, de esta manera, se puede rechazar con un nivel de confianza del 90% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 1 del anexo 16).

D. albiventris fue registrada en todas las unidades ambientales muestreadas, 15 (42,12%) evidencias se encontraron en bosque xerófilo (6 en verano, 6 en primavera, 2 en otoño y una en invierno), once (32,35%) en Tierras de cultivo (dos en otoño, tres en invierno, tres en primavera y tres en verano), seis (17,65%) en Ambientes urbanos (dos en verano, dos en primavera, una en otoño y una en invierno) y dos (5,88) en comunidades halófilas del tipo espartillar (una en verano y una en otoño, no presentando registros de presencia en el tipo praderas saladas ralas o empobrecidas (v. tabla 1 y 2; gráf. 1 y 2 del anexo 6).

El esfuerzo de muestreo total para tierras de cultivo fue de 240 km recorridos, de 48 km para bosque xerófilo, de 24 km para comunidades halófilas del tipo Espartillar y de 24 km para ambientes urbanos lo que arroja una abundancia relativa de *D. albiventris* de 0,31 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,25 rastros/Km para Ambientes Urbanos, 0,08 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar y 0,04 rastros/Km para Tierras de cultivos.

Con respecto a las estaciones del año, no se obtuvieron diferencias significativas en la comparación entre éstas y las unidades ambientales ($\text{Chi-Cuadrado} = 5,74$, $gl = 9$, $p = 0,7652$) (v. tabla 3 del anexo 6).

En relación a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Bosque xerófilo fue la única unidad que mostró para esta especie diferencias significativas entre estaciones (chi-cuadrado , $p < 0,05$) presentando mayor registro de presencia en primavera-verano (v. anexo 17).

Los registros de *D. albiventris*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma muy heterogénea (v. tabla 4 y 5 de anexo 6). En este sentido, la distancia a cuerpos de agua presentó variaciones de 0 a 9364 m sin embargo, el 50% fue registrado a menos de 100 m (96,51 m) ($RQ = 4859,27$). De esta misma forma, la distancia a caminos varió de 0 a 8082,87 m registrándose el 50% de los datos por debajo de los 1030 m ($RQ = 1054,85$). Con respecto a la distancia a localidades, los mismos se presentaron entre los 0 y los 11511 m. El 50% se presentó por debajo de los 3182,42 m ($RQ = 2398,24$). Todos los registros se presentaron a una altura promedio de 65,35 m ($DS = 30,01$).

El 50% de los registros de presentaron con un promedio del grado de pendiente de 1,04% ($RQ = 0,907$).

El análisis de componentes principales se aplicó a las 5 variables ambientales. A continuación, se indican aquellas que tuvieron valores positivos o negativos con puntajes (loadings) más altos, es decir, aquellas variables que tienen mayor asociación con los Componentes principales, y por lo tanto, son de mayor importancia para explicar la variación espacial.

Los primeros dos componentes explican el 82,2% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 60,3% de variación, se encuentra el efecto de distancia a localidades y altura. En el componente dos, que es responsable del 21,9% de variación, se asoció con un alto valor y de forma negativa, la distancia al agua (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 6).

Chaetophractus villosus (Desmarest, 1804)

En total, se obtuvieron 50 registros de presencia de *Chaetophractus villosus*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, ocho (16%) en invierno, once (22%) en otoño, quince (30%) en primavera y 16 (32%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones ($\text{Chi-cuadrado} = 3,28$, $gl = 1$, $P\text{-Valor} = 0,07$) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja $P\text{-Valor}$ inferior a 0,10, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 90% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 2 del anexo 16).



El peludo sólo fue registrado en dos de las cuatro unidades ambientales muestreadas, 42 (84%) evidencias se encontraron en las tierras de cultivo (15 en primavera, 16 en verano, ocho en otoño y tres en invierno) y ocho (16%) en el bosque xerófilo (cinco en otoño y tres en invierno) (v. tabla 1 y 2; gráf. 1 y 2 del anexo 7), registrando diferencias significativas en la comparación entre estaciones del año y ambiente (Chi-Cuadrado = 19,82, $gl = 3$, $p < 0,0002$) (v. tabla 3 del anexo 7). En relación a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Bosque xerófilo mostró para esta especie diferencias significativas entre estaciones (chi-cuadrado, $p < 0,05$) presentando mayor registro de presencia en otoño-invierno, mientras en primavera-verano los mayores registros (chi-cuadrado, $p < 0,05$) se obtuvieron para la unidad ambiental tierras de cultivo (v. anexo 17). Lo que denota un posible uso diferencial de los ambientes.

El esfuerzo de muestreo total para tierras de cultivo, fue de 240km recorridos y de 48km para bosque xerófilo, lo que arroja una abundancia relativa del peludo casi idéntica siendo 0,16 rastros/km para el bosque xerófilo y 0,17 rastros/km para las tierras de cultivos.

Los registros de *C. villosus*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma muy heterogénea (v. tabla 4 y 5 del anexo 7), sin embargo, se puede destacar que todos los registros obtenidos están a más de 150m del curso de agua más próximo, obteniendo más del 75% de los mismos por encima de los 1200 metros. La distancia promedio fue de 4630,56m (DS=3235,41). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 800 m de la localidad más próxima. El 82% de los rastros se halló a más de 2500m mientras que el 50% fue registrado a más de 4146,29m (RQ=4032,4m) de la localidad más próxima.

Todos los registros se presentaron sobre los 100 m.s.n.m., a una altura promedio de 112,68m (DS=6,88).

La distancia a caminos promedio fue de 628,562 (DS=639,519), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 0,99894% (DS=0,48).

El análisis de componentes principales se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 73,8% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 49,5% de variación, se encuentra el efecto de distancia al agua, altura y en menor medida distancia a localidades. En el componente dos, que es responsable del 24,3% de variación, se asociaron de forma positiva la pendiente y la distancia a caminos (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 7).

Pseudalopex gymnocercus (Fischer, 1840)

En total, se obtuvieron 74 registros de presencia de *Pseudalopex gymnocercus*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, once (14,86%) en invierno, trece (17,57%) en otoño, diecinueve (25,68%) en primavera y 31 (41,89%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (Chi-cuadrado = 13,13, $gl = 1$, P-Valor = 0,000289) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P-Valor inferior a 0,01, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 99% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 3 del anexo 16).

P. gymnocercus fue registrado en tres de las cuatro unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo. Los datos obtenidos en comunidades halófilas se presentan por separado teniendo en cuenta la subdivisión de esta unidad en espartillares y praderas saladas. De este modo, 46 (62,16%) evidencias se encontraron en bosque xerófilo (20 en verano, 11 en primavera, 8 en otoño y siete en invierno), diecinueve (25,68%) en Tierras de cultivo (tres en otoño, una en invierno, siete en primavera y ocho en verano), tres (4,05) en comunidades halófilas del tipo espartillar (presentando todos los registros en invierno) y seis (8,11%) en comunidades halófilas del tipo praderas saladas o empobrecidas (dos en otoño, una en primavera y tres en verano) (v. tabla 1 y 2; gráf. 1 y 2 del anexo 8), registrando



diferencias significativas en la comparación entre estaciones del año y ambiente (Chi-Cuadrado = 21,43, $gl=9$, $p<0,0109$) (v. tabla 3 del anexo 8). En relación a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Bosque xerófilo y tierras de cultivo mostraron para esta especie diferencias significativas entre estaciones (chi-cuadrado, $p<0,05$) presentando mayor cantidad de registros de presencia en primavera-verano (v. anexo 17).

El esfuerzo de muestreo total para tierras de cultivo fue de 240 km recorridos, de 48 km para bosque xerófilo, de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar y de 24 km para comunidades halófilas del tipo praderas saladas ralas o empobrecidas lo que arroja una abundancia relativa de *P. gymnocercus* de 1 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,12 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, 0,25 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo praderas saladas y 0,07 rastros/Km para Tierras de cultivos.

Los registros de *P. gymnocercus*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma muy heterogénea (v. tabla 4 y 5 del anexo 8), sin embargo, se puede destacar que el 66,21% de los registros de presentaron a menos de 130m del curso de agua más próximo. La distancia promedio fue de 90m (RQ=248,869). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 1050m de la localidad más próxima. El 50% fue registrado a más de 3070,24m (RQ=1902,05m) de la localidad más próxima.

Con respecto a la distancia a caminos, ésta varió de 0 a 7870,81m registrándose el 50% de los datos por debajo de los 1030m (RQ=84,853).

El 50% de los registros se presentaron a una altura sobre el nivel del mar de 62m (RQ=42), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 1,08% (DS=0,64).

El análisis de componentes principales, se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 66,07% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 45,15% de variación, se encuentra el efecto de distancia al agua y altura. En el componente dos, que es responsable del 20,92% de variación, se asoció con un alto valor la pendiente y en menor medida, la distancia a localidades (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 8).

Puma concolor (Linnaeus, 1771)

En total, se obtuvieron 9 registros de presencia de *Puma concolor*, durante los años 2011 – 2012, encontrando cuatro (44,44%) rastros en otoño, dos (22,22%) en primavera y tres (33,33%) en verano (v. tabla 1 y 2; gráf.1 del anexo 9). La cantidad de datos, fueron insuficientes para testear si existen diferencias significativas en la aparición de rastros por estación.

P. concolor fue registrado en una de las unidades ambientales muestreadas (Comunidades halófilas del tipo espartillar).

El esfuerzo de muestreo total para este tipo de comunidad halófila, fue de 24km lo que arroja una abundancia relativa para esta especie de 0,37 rastros/Km.

Desde el punto de vista del análisis espacial, la totalidad de los registros de *P. concolor* se presentaron a 150m o menos de algún curso de agua, con una distancia promedio de 68,80m (DS=37,74). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 11000m de la localidad más próxima, a una distancia promedio de 11258,6 (DS= 116,282). De forma similar, es lo ocurrido con la distancia a caminos, donde la totalidad de los registros se presentaron a distancias superiores de los 7500m, con un promedio de 7877,46m (DS= 98,81).

Todos los registros se presentaron entre los 78 y 79 m.s.n.m., a una altura promedio de 79m (DS=0,70), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 0,5837% (DS=0,19) (v. tabla 3 y 4 del anexo 9).



El análisis de componentes principales, se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 77,6% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 41,3% de variación, se encuentra el efecto de distancia a localidades y caminos. En el componente dos, que es responsable del 36,3% de variación, se asoció con un alto valor y de forma negativa la distancia a cuerpos de agua (v. tabla 5 y gráf. 2 del anexo 9).

Puma yaguarondi (Lacépède, 1809)

En total, se obtuvieron 4 registros de presencia de *Puma yaguarondi*, durante los años 2011 – 2012, encontrando el total de los registros en primavera (v. tabla 2 del anexo 10).

P. yaguarondi fue registrado en dos de las cuatro unidades ambientales muestreadas (Bosque xerófilo y Comunidades halófilas del tipo espartillar) (v. tabla 1 y gráf. 1 del anexo 10).

El esfuerzo de muestreo total, para bosque xerófilo fue de 48 km y de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar lo que arroja una abundancia relativa para esta especie de 0,04 rastros/Km para bosques xerófilos y de 0,08 rastros/Km para espartillar.

Desde el punto de vista del análisis espacial, la totalidad de los registros de *P. yaguarondi* se presentaron a menos de 280m de algún curso de agua, con una distancia promedio de 131m (DS= 109,486). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 4000m de la localidad más próxima, donde el 50% de los rastros se presentaron a más de 7570m (RQ=6699,68). De forma similar, es lo ocurrido con la distancia a caminos, donde la totalidad de los registros se presentaron a distancias superiores de los 1000m, donde el 50% de los registros de obtuvieron a 4270m o más (RQ= 6474,78).

El 50% de los registros se presentaron a una altura sobre el nivel del mar de 72m (RQ=13), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 1,3% (DS=0,69) (v. tabla 3 y 4 del anexo 10).

El análisis de componentes principales, se aplicó a las 5 variables ambientales. El primer componente explicó el 89,9% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro de este componente, se contraponen el efecto de la distancia a localidades, distancia a caminos y altura del terreno frente a distancia a agua y pendiente (v. tabla 5 y gráf. 2 del anexo 10).

Leopardus geoffroyi (d'Orbigny y Gervais, 1844)

En total se obtuvieron 44 registros de presencia de *Leopardus geoffroyi*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, once (25%) en invierno, seis (13,64%) en otoño, catorce (31,82%) en primavera y trece (29,55%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (Chi-cuadrado = 3,45, gl = 1, P-Valor = 0,063) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P-Valor inferior a 0.10, de esta manera, se puede rechazar con un nivel de confianza del 90% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 4 del anexo 16).

L. geoffroyi fue registrado en dos de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo y comunidades halófilas. Los datos obtenidos en comunidades halófilas se presentan por separado teniendo en cuenta la subdivisión de esta unidad en espartillares y praderas saladas. De este modo, 27 (61,36%) evidencias se encontraron en Bosque Xerófilo (7 en verano, 9 en primavera, 4 en otoño y siete en invierno), diez (22,73%) en Praderas Saladas (uno en otoño, uno en invierno, tres en primavera y cinco en verano) y siete (15,91%) en Espartillar (uno en verano, dos en primavera, una en otoño y tres en invierno) (v. tabla 1 y 2; gráf. 1 y 2 del anexo 11).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo, fue de 48 km, de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar y de 24km para Praderas saladas lo que arroja una abundancia relativa de *L. geoffroyi* de 0,56 rastros/Km para



bosque xerófilo, 0,29 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar y 0,41 rastros/Km para el tipo Praderas saladas.

Con respecto a las estaciones del año, no se obtuvieron diferencias significativas en la comparación entre éstas y las unidades ambientales (χ^2 -Cuadrado = 4,07, $gl = 6$, $p < 0,6673$) (v. tabla 3 del anexo 11).

En relación a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Bosque xerófilo fue la única unidad que mostró para esta especie, diferencias significativas entre estaciones (χ^2 -cuadrado, $p < 0,05$) presentando mayor registro de presencia en primavera-verano (v. anexo 17).

Los registros de *L. geoffroyi*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma muy heterogénea (v. tabla 4 y 5 del anexo 11).

En este sentido, la distancia a cuerpos de agua presentó variaciones de 0 a 606m sin embargo, el 50% fue registrado a 60m o menos ($RQ = 71,51$) mientras que el 75% se registró a menos de 105m. Con respecto a la distancia a localidades, los mismos se presentaron entre los 1850 y los 11550m. El 50% se presentó a más de 3193,51m ($RQ = 1708,1$). De forma similar, la distancia a caminos presentó variaciones que oscilaron entre los 120 y 8120m. El 50% se presentó a más de 1042m ($RQ = 68,02$). Los registros se presentaron a una altura promedio de 67,65m ($DS = 20,61$), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 0,94% ($RQ = 0,47$).

El análisis de componentes principales, se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 66,5% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 35,9% de variación, se encuentra el efecto de distancia a localidades y caminos. En el componente dos, que es responsable del 30,5% de variación, se asoció con un alto valor la distancia al agua y en menor medida y de forma negativa la altura (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 11).

Leopardus colocolo (Desmarest, 1816)

De esta especie, se obtuvo un solo registro de presencia (ejemplar cazado por pobladores locales) durante el año 2012. El mismo, se presentó en verano, en la unidad ambiental comunidades halófilas del tipo espartillar. En la misma, se recorrieron 24Km de transectas lo que arroja una abundancia relativa para la especie de 0,04 rastros/km.

Desde el punto de vista del análisis espacial, sólo se puede mencionar, que se encontraba a 7,9km del camino más cercano y a una distancia de 11,3Km de Montes de Oca (localidad más cercana). Estaba a 30 metros del arroyo Tortugas con una altura de 79 metros sobre el nivel del mar y una pendiente de terreno de 0,5 metros

Conepatus chinga (Molina, 1782)

En total, se obtuvieron 17 registros de presencia de *Conepatus chinga*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, diez (58,82%) en invierno, tres (17,65%) en otoño, tres (17,65%) en primavera y uno (5,88%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (χ^2 -cuadrado = 11,0, $gl = 1$, P -Valor = 0,0009) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P -Valor inferior a 0,01, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 99% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 5 del anexo 16).

C. chinga fue registrado en tres de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo. Los datos obtenidos, en comunidades halófilas se presentan por separado teniendo en cuenta la subdivisión de esta unidad en espartillares y praderas saladas. De este modo, 7 (41,18%) evidencias se encontraron en Bosque Xerófilo (1 en verano, 2 en primavera, 1 en otoño y 3 en invierno), una (5,88%) en Praderas Saladas (registrado en invierno),



cuatro (23,53%) en Espartillar (uno, en otoño y tres, en invierno) y cinco (29,41%), en Tierras de cultivo (1 en primavera, 1 en otoño y tres en invierno) (v. tabla 1 y 2; gráf. 1 y 2 del anexo 12).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo fue de 48 km, de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, de 24km para Praderas saladas y de 240Km para Tierras de cultivo, lo que arroja una abundancia relativa de *C. chinga* de 0,14 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,16 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, 0,04 rastros/Km para el tipo Praderas saladas y 0,02 rastros/Km para Tierras de cultivo.

Con respecto a las estaciones del año, no se obtuvieron diferencias significativas en la comparación entre éstas y las unidades ambientales (Chi-Cuadrado = 3,93, gl = 9, $p < 0,9159$) (v. tabla 3 del anexo 12).

Los registros de *C. chinga*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma heterogénea (v. tabla 4 y 5 del anexo 12). En este sentido, la distancia a cuerpos de agua presentó variaciones de 0 a 5000m sin embargo, el 50% fue registrado a 85m o menos (RQ= 750,16) mientras que el 75% se registró a menos de 800m. Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 1100m de la localidad más próxima, a una distancia promedio de 5574,4 (DS=3555,4). De forma similar, la distancia a caminos presentó variaciones que oscilaron entre los 0 y 7700m. El 50% se presentó a más de 1042m (RQ= 2172,91). Con respecto a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Tierras de cultivo mostró para esta especie diferencias significativas en comparación con el resto de las unidades ambientales en relación a la utilización de los caminos ($t = -2,561$ P-Valor = 0,0111), lo que denota un posible uso diferencial de los caminos según la unidad ambiental (v. anexo 18).

Los registros se presentaron a una altura promedio de 72,11m (DS=18,69), mientras que el 50% de los registros se presentaron con un grado de pendiente de 0,94% (RQ=0,36).

El análisis de componentes principales, se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 70,580% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 38,3% de variación, se encuentra el efecto de distancia a localidades y caminos. En el componente dos, que es responsable del 32,2% de variación, se asoció con un alto valor la distancia al agua y en menor medida, la altura (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 12).

Galictis cuja (Molina, 1782)

En total, se obtuvieron 31 registros de presencia de *Galictis cuja*, durante los años 2011–2012, encontrando rastros en todas las estaciones, diez (32,26%) en invierno, doce (38,71%) en otoño, tres (9,68%) en primavera y seis (19,35%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (Chi-cuadrado = 5,51, gl = 1, P-Valor = 0,0188393) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P-Valor inferior a 0,05, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 95% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 6 del anexo 16).

G. cuja fue registrado en tres de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo (v. tabla 1 y gráf. 1 del anexo 13). Los datos obtenidos en comunidades halófilas se presentan por separado teniendo en cuenta la subdivisión de esta unidad en espartillares y praderas saladas. De este modo, 7 (22,58%) evidencias se encontraron en Bosque Xerófilo (2 en verano, 2 en otoño y 3 en invierno), seis (19,35%) en Praderas Saladas (3 en otoño y tres en invierno), cinco (16,13%) en Espartillar (1 en invierno, 2 en otoño, 1 en primavera y 1 en verano) y trece (41,94%) en Tierras de cultivo (3 en invierno, 5 en otoño, 2 en primavera y 3 en verano) (v. tabla 2 y gráf. 2 del anexo 13).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo fue de 48 km, de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, de 24km para Praderas saladas y de 240Km para Tierras de cultivo, lo que arroja una abundancia relativa para *G. cuja* de 0,14 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,25 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, 0,25 rastros/Km para el tipo Praderas saladas y 0,05 rastros/Km para Tierras de cultivo.



Con respecto a las estaciones del año, no se obtuvieron diferencias significativas en la comparación entre éstas y las unidades ambientales ($\text{Chi-Cuadrado} = 5,60$, $gl = 9$, $p < 0,7795$) (v. tabla 3 del anexo 13).

En relación a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que la comunidad halófila del tipo Pradera salada fue la única unidad que mostró para esta especie diferencias significativas entre estaciones (chi-cuadrado , $p < 0,05$) presentando registro de presencia solo en las estaciones otoño-invierno (v. anexo 17).

Los registros de *C. chinga*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma heterogénea (v. tabla 4 y 5 del anexo 13). En este sentido, la distancia a cuerpos de agua presentó variaciones de 0 a 8900m sin embargo, el 50% fue registrado a 90m o menos ($RQ = 4618,55$). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 1600m de la localidad más próxima, a una distancia promedio de 5670,7 ($DS = 3404,84$). De forma similar la distancia a caminos presentó variaciones que oscilaron entre los 0 y 7800m. El 50% se presentó a menos de 806,102m ($RQ = 1620,82$). Con respecto a esto, el análisis por unidad ambiental permitió establecer que Tierras de cultivo mostró para esta especie diferencias significativas en comparación con el resto de las unidades ambientales en relación a la utilización de los caminos ($t = -3,05756$ P-Valor = 0,00309735), lo que denota un posible uso diferencial de los caminos según la unidad ambiental (v. anexo 19).

Los registros se presentaron a una altura promedio de 82,51m ($DS = 23,41$), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 0,79% ($DS = 0,41$).

El análisis de componentes principales se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 65,3% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 41,9% de variación, se encuentra el efecto de distancia al agua y en menor medida y de forma negativa la altura. En el componente dos, que es responsable del 23,3% de variación, se asoció con un alto valor la distancia a caminos y localidades (v. tabla 6 y gráf. 3).

Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)

En total, se obtuvieron 16 registros de presencia de *Hydrochoerus hydrochaeris*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, tres (18,75%) en invierno, siete (43,75%) en otoño, cuatro (25%) en primavera y dos (12,5%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones ($\text{Chi-cuadrado} = 3,5$, $gl = 1$, P-Valor = 0,0613) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P-Valor inferior a 0,10, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 90% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 7 del anexo 16).

H. hydrochaeris fue registrado en una de las cuatro unidades ambientales muestreadas (bosque xerófilo) (v. tabla 1 del anexo 14).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo fue de 48 km, lo que arroja una abundancia relativa para esta especie de 0,33 rastros/Km.

Con respecto a las estaciones del año, se hallaron rastros en todas, sin embargo la mayor prevalencia se obtuvo en otoño (43,75%) (v. tabla 2 y gráf. 1 del anexo 14).

Desde el punto de vista del análisis espacial, la totalidad de los registros de *H. hydrochaeris* se presentaron a menos de 50m (42,42) de algún curso de agua, donde el 50% se presentó a 36,21m ($RQ = 12,42$). Con respecto a la distancia a localidades, la totalidad de los registros se presentaron a más de 1900m de la localidad más próxima, encontrándose el 50% de los registros a 3890m o más ($RQ = 881,338$). De forma similar, es lo ocurrido con la distancia a caminos, donde la totalidad de los registros se presentaron a distancias iguales o superiores de los 1000m, con un promedio de 1045,79m ($DS = 20,07$).



Los registros se presentaron a una altura promedio de 54m (DS=8,8), mientras que el 50% de los registros se presentaron con un grado de pendiente de 0,92% (RQ=0,38) (v. tabla 3 y 4 del anexo 14).

El análisis de componentes principales se aplicó a las 5 variables ambientales. El primer componente explicó el 53,769% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro de este componente, se contraponen el efecto de la distancia a localidades, distancia a caminos y altura del terreno frente a distancia al agua y pendiente (v. tabla 5 y gráf. 2 del anexo 14).

Myocastor coypus (Molina, 1782)

En total, se obtuvieron 32 registros de presencia de *Myocastor coypus*, durante los años 2011 – 2012, encontrando rastros en todas las estaciones, seis (18,75%) en invierno, seis (18,75%) en otoño, siete (21,88%) en primavera y trece (40,63%) en verano. Se encontraron diferencias significativas en la presencia de rastros de la especie entre estaciones (Chi-cuadrado = 4,25, gl = 1, P-Valor = 0,0392) dado que el test de bondad de ajuste a una distribución uniforme arroja P-Valor inferior a 0,05, de esta manera se puede rechazar con un nivel de confianza del 95% la hipótesis de ajuste a una distribución uniforme discreta (v. tabla 8 del anexo 16).

M. coypus fue registrado en tres de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y Ambientes Urbanos (v. tabla 1 y gráf. 1 del anexo 15). Los datos obtenidos en comunidades halófilas se presentan por separado teniendo en cuenta la subdivisión de esta unidad en espartillares y praderas saladas. De este modo, 11 (34,38%) evidencias se encontraron en Bosque Xerófilo (5 en verano, 3 en primavera, 1 en otoño y 2 en invierno), doce (37,50%) en Praderas Saladas (6 en verano, 2 en primavera, 1 en otoño y 3 en invierno), ocho (25%) en Espartillar (2 en primavera, 2 en verano y cuatro en otoño) y uno (3,13%) en Ambientes urbanos (registrado en otoño) (v. tabla 2 y gráf. 2 del anexo 15).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo fue de 48 km, de 24km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, de 24km para Praderas saladas y de 24Km para Ambientes urbanos, lo que arroja una abundancia relativa de *M. coypus* de 0,22 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,33 rastros/Km para comunidades halófilas del tipo Espartillar, 0,5 rastros/Km para el tipo Praderas saladas y 0,04 rastros/Km para Ambientes urbanos.

Con respecto a las estaciones del año, no se obtuvieron diferencias significativas en la comparación entre estas y las unidades ambientales (Chi-Cuadrado = 12,63, gl = 9, p < 0,1802) (v. tabla 3 del anexo 15).

Desde el punto de vista del análisis espacial, la totalidad de los registros de *M. coypus* se presentaron a menos de 50m de algún curso de agua, con una distancia promedio de 14,20m (DS=17,09). Con respecto a la distancia a localidades, ésta osciló entre los 0 y 11575m registrándose el 50% de los datos por debajo de los 3099,96m (RQ=4814,34). Con respecto a la distancia a caminos, los mismos se presentaron entre los 30 y los 8139,79m. El 50% se presentó por debajo de los 1051,21m (RQ=3984,81). Todos los registros se presentaron a una altura promedio de 75,53m (DS=23,09), mientras que el promedio del grado de pendiente fue de 0,7684% (DS=0,475) (v. tabla 4 y 5 del anexo 15).

El análisis de componentes principales se aplicó a las 5 variables ambientales. Los primeros dos componentes explican el 72,450% de varianza de las 5 variables consideradas. Dentro del componente 1 que es responsable del 43,94% de variación, se encuentra el efecto de distancia al agua y de manera muy cercana entre sí altura y pendiente. En el componente dos, que es responsable del 28,50% de variación, se asoció con un alto valor la distancia a localidades y en menor medida, la altura (v. tabla 6 y gráf. 3 del anexo 15).



VIII DISCUSIÓN

Los pastizales pampeanos son uno de los ecosistemas naturales más modificados del mundo (Soriano et al., 1992; Bilenca & Miñaro, 2004). En este sentido, la fauna silvestre se encuentra cada vez más amenazada por este desarrollo, que está llevando al límite la fragmentación y la pérdida de hábitat (Ojeda et al., 2002; Brown et al., 2006; IUCN et al., 2008b; Gonzáles y Martínez Lanfranco, 2010; Wallace, 2010; Ojeda et al., 2012).

En el sur de la provincia de Santa Fe, la región presenta un grado de subdivisión y utilización del suelo que modificó su aspecto original, convirtiéndose en una planicie donde predominan los cultivos de granos y oleaginosas (Venencio, 2007).

La cuenca del río Carcarañá no se encuentra exenta de esto ya que se puede considerar como un área de alta producción agrícola (el 86,96% de la superficie de la cuenca está destinada a esta práctica) con un marcado crecimiento en detrimento de la ganadería y con una sobreexplotación del suelo con prácticas intensivas de maíz y soja (Szpeiner et al., 2007). Donde la superficie correspondiente a bosques xerófilos está por debajo del 0,4%, mientras que las comunidades halófilas, particularmente las asociadas al arroyo Tortugas, se presentan como el último relictos de espartillares de *Spartina spartinae* del sur santafesino (Stofella, 1995; Alzugaray et al., 2003).

Ahora bien, en este trabajo se aportan los primeros datos sobre diversidad alfa (α), beta (β) y gamma (γ) de mamíferos nativos medianos y grandes en un área altamente modificada y poco conocida como es la cuenca del río Carcarañá. Se contextualizan los registros sobre distintas zonas de muestreo y a partir de las distintas unidades ambientales propuestas para la cuenca.

Antes del presente trabajo, se tenían documentados 39 registros de siete especies de mamíferos para el sur de la provincia de Santa Fe (Departamentos General López, Constitución, Rosario, Caseros, San Lorenzo, Iriondo y Belgrano) (Pautasso, 2008) y no muchos datos sobre su ecología. A partir de esta investigación, se agregan 313 registros sólo para la cuenca, ampliando en un 58,34% la lista de mamíferos medianos y grandes propuesta por Pautasso (2008), para esta región. Se establecen, además, los primeros registros de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Puma yaguarondi* (Lacepede, 1809), *Leopardus colocolo* (Desmarest, 1816) y *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766).

Además, se presentan datos ecológicos tales como abundancia relativa y asociación de los registros de presencia con distintas variables ambientales para cada especie registrada.

El análisis comparativo entre zonas de muestreo permitió determinar la existencia de diferencias en cuanto a riqueza y abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes. Las mismas muestran un patrón directamente relacionado a la presencia de relictos naturales en las zonas de muestreo. De esta manera, las zonas que conservan relictos naturales (ZMO, ZVE, ZB, ZBe) presentaron mayor riqueza específica y abundancia relativa de mamíferos en comparación con la zona que carece de estos (ZO). Resultado corroborado a partir del índice de diversidad de Shannon-Wiener. Esto demuestra la importancia de los remanentes naturales que aún existen en esta área netamente agrícola.

Como se mencionó anteriormente, la diversidad gamma, entendida como la riqueza total de especies, resulta como consecuencia de la diversidad alfa de las zonas de muestreo individuales (Whittaker, 1972) la cual quedó establecida en 12 especies.

Este valor es superior a la riqueza máxima promedio por zona de muestreo (8 especies), pero muy similar al número de especies registradas para la zona de muestreo con mayor riqueza (ZMO con 11 especies). De forma similar sucede al analizar la riqueza específica por unidad ambiental donde el valor de la riqueza máxima promedio alcanza (6.4 especies), muy por debajo de la riqueza total registrada para la cuenca (12 especies), pero muy similar al número de especies de la unidad ambiental más biodiversa, con mayor riqueza y segundo valor en abundancia relativa (comunidad halófila tipo es-



partillar con 10 especies). De hecho, las comunidades halófilas del tipo espartillar se encuentra presentes únicamente en la **ZMO** lo que demuestra que la alta riqueza en esta zona está directamente relacionada a la presencia de la unidad ambiental con mayor concentración de mamíferos nativos medianos y grandes. Por otra parte, las dos especies ausentes en las comunidades halófilas de tipo espartillar (*Chaetophractus villosus* y *Hydrochoerus hydrochaeris*) se registraron en los bosques xerófilos ribereños, por lo que estas dos unidades ambientales se complementan para reunir las 12 especies descriptas para la cuenca.

Con respecto a la unidad ambiental antes mencionada (bosques xerófilos ribereños), se puede señalar que es la segunda unidad ambiental más biodiversa, ocupando el segundo lugar en términos de riqueza específica (9 especies) y la primera en términos de abundancia relativa de mastofauna relevada. Esta unidad ambiental se encuentra presente en las zonas (**ZVE** y **ZB**), ambas presentando por esta condición una alta riqueza específica (9 y 8 especies respectivamente) ubicándose de esta forma en la segunda y tercer zona de muestreo más ricas en términos de variación de especies.

Ahora bien, el factor por el que la riqueza de especies de una región, en este caso la cuenca del río Carcaraña, excede a la riqueza de especies promedio de las unidades ambientales que la componen fue definido por Whittaker (1960) como la diversidad beta (βW). En este caso, un factor β alto, como se presentó (87,5%), demuestra que el total del territorio tiene muchas más especies que la unidad ambiental promedio (Arita y León-Paniagua, 1993), lo que a su vez implica que muy pocas unidades ambientales, en este caso las comunidades halófilas del tipo espartillar y los bosques xerófilos, contienen proporciones altas de especies. Demostrando por lo tanto, la existencia de especies que presentan una distribución restringida o habitan en una pequeña parte del territorio (Halffter et al., 2001; Halffter y Moreno, 2005).

Además, el análisis de los datos obtenidos a partir del coeficiente de Jaccard, sugiere una composición poco similar entre las unidades ambientales teniendo en cuenta el criterio de similitud propuesto por Sánchez y López, 1988; Vargas y Hernández, 2001; Hernandez-Magaña et al., 2012. Sin embargo, el bosque xerófilo y comunidades halófilas del tipo espartillar son las unidades ambientales que más se acercan al valor crítico propuesto. En un grado menor a este conjunto, se encuentra la comunidad halófila de tipo pradera salada rala o empobrecida seguida de las tierras de cultivo. La mínima semejanza con respecto a las restantes unidades se obtuvo en la unidad ambientes urbanos y periurbanos.

En cuanto al grado de similitud que presentan las distintas unidades ambientales, a partir de la abundancia relativa de la mastofauna relevada y analizada a través del índice de Morisita-Horn, sugiere claramente la existencia de dos núcleos bien definidos, el primero formado por las unidades ambientales bosque xerófilo, y comunidades halófilas con sus dos subunidades (espartillar y praderas ralas o empobrecidas) quienes presentan una importante abundancia relativa, mientras que el segundo grupo constituido por las tierras de cultivo y los ambientes urbanos y periurbanos con una abundancia relativa notoriamente más baja.

Este análisis, sumado a los resultados obtenidos a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener, el índice de complementariedad y de reemplazo, refuerza la hipótesis de dos unidades ambientales con una alta concentración de especies como son las comunidades halófilas del tipo espartillar y los bosques xerófilos y una disminución en el número de especies conforme aumenta la modificación o alteración de las restantes unidades ambientales muestreadas. Además, de forma similar, estos datos permiten demostrar con respecto a la abundancia relativa obtenida que las unidades ambientales de uso natural (Moizo, 2001; Silva, 2003; Moizo, 2007), es decir con menor grado de alteración antrópica, como son los bosques xerófilo, y comunidades halófilas con sus dos subunidades: espartillar y praderas ralas o empobrecidas presentan mayor abundancia relativa que aquellas unidades ambientales de uso antrópico, es decir con mayor grado de alteración como son las tierras de cultivo y los ambientes urbanos y periurbanos.



Los resultados obtenidos, permiten también explicar que la diversidad gamma de mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe está determinada en gran medida por la diversidad alfa, particularmente por la contribución en primer lugar de la unidad ambiental de mayor riqueza específica: las comunidades halófilas del tipo espartillar y en segundo lugar, de los bosques xerófilos ribereños, quienes presentan una riqueza específica algo menor que el espartillar pero con una mayor abundancia relativa.

El aporte de la diversidad beta entre comunidades a la diversidad gamma es mínimo, ya que únicamente en las unidades ambientales conocidas como comunidades halófilas del tipo espartillar y bosque xerófilo se encontraron especies exclusivas, siendo de esta forma las unidades que mayor participación tienen en la conformación de la diversidad del paisaje. En este caso *Lutreolina crassicaudata*, *Puma concolor* y *Leopardus colocolo* en los espartillares y *Hidrochoerus hydrochaeris* en bosque xerófilo. Otra especie que fue documentada sólo en estas dos unidades es *Pumayaguaroni*. El resto de las unidades ambientales no aportan especies exclusivas, presentando una mastofauna de amplia distribución (i.e. presentes en las demás unidades ambientales propuestas para la cuenca).

Ahora bien, con relación a cada especie y su relación con las diversas variables ambientales estudiadas se puede mencionar:

Didelphis albiventris

Como lo observado por otros autores (Parera, 2002; Pautasso, 2008; Teta y De Tomasso, 2009) este mamífero mediano ocupó todos los ambientes presentes en la cuenca, inclusive aquellos fuertemente modificados por el hombre (Teta y De Tomasso, 2009). Pautasso (2008) en referencia a esto, lo ubica para la región pampeana de Santa Fe en zonas antropizadas: áreas parquizadas con leñosas exóticas y autóctonas, con viviendas humanas permanentes y de fin de semana; caseríos y sitios periurbanos; bordeando potreros agrícolas. En este trabajo, la mayor abundancia relativa se presentó en bosques xerófilos. Esto puede explicarse por la preferencia de esta especie a zonas cercanas al agua y con presencia de árboles a los que puede trepar en busca de seguridad (Parera, 2002; Flores et al., 2006), condiciones que se presentan en esta unidad ambiental asociada al río Carcarañá. La unidad ambiental denominada ambientes urbanos y periurbanos se presentó como la segunda unidad ambiental en términos de abundancia relativa para esta especie, muy por encima de los resultados obtenidos para las dos unidades ambientales restantes (comunidades halófilas y tierras de cultivo). Con respecto a esto, Teta y De Tomasso (2009), advierten que esta especie siguiendo el avance de la urbanización y ayudada por su versatilidad ecológica, ha colonizado zonas donde antes era escasa, ampliando sus dominios gracias al hombre, quien de forma indirecta le ofrece refugio y alimento en áreas originalmente menos favorables (Parera, 2002).

Además, se pudo establecer un uso diferencial de los ambientes, particularmente en los bosques xerófilos donde los mayores registros de presencia, se presentaron en las estaciones primavera – verano. Esto coincide con la estación reproductiva de la especie (Parera, 2002), lo que podría interpretarse como la utilización de estas áreas forestadas como refugio, dato ya observado para la especie en la provincia de Entre Ríos (Udrizar Sauthier et al., 2008) y Buenos Aires (Lucero et al., 2011). Además de lo mencionado hasta el momento, es interesante poder mencionar que *D. albiventris* es la especie con mayor amplitud en lo que tiene que ver con las variables ambientales estudiadas. Sus registros se presentaron sobre caminos, en centros urbanos y sobre las orillas de cuerpos de agua pero también a distancias que superaron los 10.000 metros de cualquiera de las variables antes mencionadas. Desde las zonas más bajas (24 m.s.n.m) hasta las más altas de la cuenca (125 m.s.n.m), se presentaron indicios de su actividad. Todo lo mencionado refuerza la idea ya propuesta por otros autores (Parera, 2002; Teta y de Tomasso, 2009; Wallace et al., 2010) de que *D. albiventris* es uno de los pocos mamíferos medianos característico de este ecosistema que se ha adaptado, en gran medida, a los cambios realizados por el hombre.



Lutreolina crassicaudata

Con una distribución más restringida que la especie anterior a nivel nacional, su situación en la provincia de Santa Fe es controversial. Algunos autores en mapeos generales (e.g. Ojeda y Gianoni, 2000; Parera, 2002; Canevari y Vaccaro, 2007) la citan para todo el territorio provincial. Pautasso (2008) en los mapas de distribución de este marsupial indica cinco registros para el sur de Santa Fe, en los cuales no incluye en su geonemia la cuenca del río Carcaraña.

En la presente investigación, se obtuvo un solo registro para la especie a partir de un ejemplar muerto encontrado en la unidad ambiental comunidades halófilas del tipo espartillar. Este lugar condice con la distribución para la especie propuesta por Massoia et al. (2000) para el sur de Santa Fe.

Las condiciones de esta unidad ambiental, con *Spartina spartinae* asociada al arroyo Tortugas se asemejan con lo mencionado por Massoia et al. (2000); Parera (2002) y Wallace (2010) acerca de la preferencia de esta especie por áreas abiertas con pastizales asociados a cuerpos de agua. Dato ya observado para la especie en los Bajos Submeridionales (Pautasso, 2011) donde todos los registros obtenidos por el autor estuvieron asociados a grandes extensiones de espartillares de *S. spartinae*.

Chaetophractus villosus

Este mamífero mediano ocupó los ambientes más comunes de la cuenca estudiada, tal como fuera observado en estudios previos (Abba et al., 2007, 2010; Pautasso, 2008; Abba y Vizcaíno, 2011). Pautasso (2008) menciona su ocurrencia para la región pampeana de Santa Fe en campos ganaderos con pasturas forrajeras implantadas y potreros agrícolas con maíz. En este trabajo, se registró al peludo en valores de abundancia relativa similares para áreas de cultivo como en bosques xerófilos. Sin embargo, se pudo establecer un uso diferencial de los ambientes, encontrando registros de este armadillo en los bosques xerófilos sólo durante las estaciones otoño e invierno. Esto podría deberse al estado fenológico de las áreas cultivadas ya que los registros en bosques xerófilos son en otoño e invierno cuando no hay cultivos en pie, en cambio durante los meses de primavera y verano, cuando las tierras están cultivadas, todos los registros de peludo se registran en este ambiente. Este resultado denota una importancia de las áreas forestadas como refugio, observación realizada previamente en el noreste de la provincia de Buenos Aires (Abba, 2008) y para los mamíferos en general en la vecina provincia de Entre Ríos (Udrizar Sauthier et al., 2008).

Otros datos a destacar son que los registros de *C. villosus* se encontraron lejos del agua, muy posiblemente debido a sus hábitos semifosoriales, y lejos de los centros urbanos. Esto último podría indicar que esta especie está siendo afectada por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.), asociación similar observada en el noreste de Buenos Aires (ver Abba et al., 2007). Por último, todos los registros se obtuvieron casi en el límite superior de altura de la región (100 m.s.n.m.) lo cual respondería a cuestiones ya nombradas como la evitación de áreas inundables y concuerda con la variable ambiental que mayor importancia tuvo en el análisis realizado a nivel país por Abba et al. (2012) el cual postula que la elevación es una de las variables ambientales que más explica la distribución de esta especie.

Pseudalopex gymnocercus

Pautasso (2008) lo reporta para todas las eco-regiones de la provincia. En la eco-región Pampas lo ubica puntualmente en sitios muy modificados como potreros de soja y maíz, banquinas con pajonales y casas o fábricas abandonadas en los campos. En esta investigación, se obtuvieron registros de presencia en tres de las cuatro unidades ambientales propuestas (Bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo), mostrando gran amplitud en lo que tiene que ver con las variables ambientales estudiadas. Sus registros se presentaron sobre caminos y a orillas de cuerpos de agua pero también a distancias que superaron los 8.000m de cualquiera de estas variables. Desde los 40 m.s.n.m hasta el límite superior de altura



de la región (130 m.s.n.m.) se presentaron indicios de su actividad. Con respecto a los registros de presencia, se observó un mayor valor de ocurrencia en primavera y verano, tanto en bosque xerófilo como en tierras de cultivo, lo que se condice con la época del año con mayor cantidad de recursos. Algunos autores (Parera, 2002; Chebez, 2009) sostienen que esta especie podría estar aumentando su área de ocupación en la Argentina, ya que aprovecha muchas de las áreas naturales que han sido o están siendo convertidas a agricultura. Con respecto a esto, los resultados obtenidos en cuanto a abundancia relativa por unidad ambiental posicionan a las tierras de cultivo con el menor índice, muy por debajo de lo obtenido para bosques xerófilos y comunidades halófilas. Estas dos unidades ambientales presentaron, resultados similares a los propuestos por Luengos Vidal et al. (2012), para un área protegida en la región pampeana. Esto denota que aunque es una especie que evita los bosques (Parera, 2002) en áreas netamente agrícolas como ésta, las áreas forestadas cobran una importancia relevante como refugio, dato ya observado para la especie en la provincia de Buenos Aires (Luengos Vidal, 2003). Además, hay datos para esta región que sugieren que hay un límite a su capacidad de adaptarse a las alteraciones humanas y que el efecto combinado de la destrucción de los hábitats naturales y la caza puede llevar a extinciones locales (Luengos Vidal, 2009; Bustamante et al., 2010). Con respecto a esto, otro dato a destacar es que en la presente investigación los registros de *P. gymnocercus* se obtuvieron lejos de los centros urbanos, lo cual podría indicar que esta especie está siendo afectada por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.).

Puma concolor

Sobre la base de la información editada, la especie estaría extinta en el norte de la eco región pampeana (Cabrera, 1961; Cabrera y Yepes, 1940; Martínez et al., 2010). Tales así, que en los mapas de distribución de este felino, no se incluye en su geonemia el sudeste de Córdoba, el sur y el centro de Santa Fe, el norte de la provincia de Buenos Aires ni el sur de Entre Ríos (Elrich de Yoffre, 1984; Parera, 2002; Canevari y Fernandez Balboa, 2003; Pereira, 2012). Pautasso (2008) hace referencia a un registro para la cuenca de la laguna "La Picaza" pero sin mayores detalles. Recientemente, se han dado a conocer algunos datos aislados sobre la presencia de esta especie para el límite sur de la provincia de Santa Fe (De Lucca y Bollero, 2011), referidos a entrevistas realizadas a pobladores rurales en el departamento General López.

En la presente investigación, se obtuvieron registros de presencia para una de las cuatro unidades ambientales propuestas, evidenciando junto a los datos propuestos por De Lucca y Bollero (2011) un proceso de ocupación de territorios para la especie en un área de donde habría desaparecido al menos desde mediados del siglo pasado (Cabrera y Yepes, 1940).

Las comunidades halófilas del tipo espartillar, asociadas al A^o Tortugas, representan el último relicto de *Spartina spartinae* del sur santafesino y la única unidad ambiental de la cuenca del río Carcarañá con registros comprobables de la especie. Esto denota la importancia que puede tener este lugar como refugio, dato ya observado para la especie en los Bajos Submeridionales (Pautasso, 2011). Con ejemplares de *S. spartinae* que superan ampliamente el metro de altura y suelos halo-hidromórficos el lugar se presenta con serios impedimentos para la agricultura, razón por la cual se potencia en esta zona la actividad ganadera. Estudios previos (Rimoldi et al., 2011) proporcionan información de la presión de caza que sufre este felino en el área, siendo considerado un predador directo del ganado, fundamentalmente ovino. Situación similar fue descrita por De Lucca (2010) para el sudeste de la provincia de Córdoba y norte de la provincia de Buenos Aires.

Por su carácter de depredador tope de gran tamaño, el puma es particularmente sensible a la expansión de la actividad humana (Forero-Medina et al., 2009; Martínez et al., 2010). De hecho, ésta ha llevado a la total eliminación de algunas poblaciones de grandes regiones a lo largo de su distribución (Currier, 1983; Nowell y Jackson, 1996; Parera, 2002; Sunquist y Sunquist, 2002). A pesar de esto, *P. concolor* es considerado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza como "Preocupación Menor"; sin embargo, la especie experimenta una tendencia poblacional global a la baja (Caso



et al., 2008). En la región pampeana, las escasas poblaciones existentes, han merecido que a este felido se lo categorice como Vulnerable (Chebez, 2009; Pautasso, 2008; Chebez y Nigro, 2010) o como Raro/Amenazado de extinción en este ecosistema (Parera y Kesselman, 2000; De Lucca y Bollero, 2011).

Hoy, las principales amenazas que enfrenta la especie son la pérdida y fragmentación de hábitat, disminución de sus presas naturales y la caza furtiva (Machado et al., 2005; Caso et al., 2008; Pautasso, 2008), razones que se encuentran potenciadas en esta región netamente agrícola.

Otros datos a destacar son que los registros de *P. concolor* se encontraron cercanos a cuerpos de agua, y lejos de los centros urbanos y caminos, lo cual podría indicar, reforzando lo mencionado anteriormente, que esta especie está siendo afectada por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.), asociación similar observada por De Lucca, 2010; Wallace et al., 2010; Pereira, 2012.

Puma yaguarondi

De forma similar a lo observado para *P. concolor* en los mapas de distribución de este felino, no se incluye en su geonemia el sudeste de Córdoba, el sur de Santa Fe y el norte de la provincia de Buenos Aires (Parera, 2002; Canevari y Fernandez Balboa, 2003; Pautasso, 2008; Pereira, 2012). Barquez et al. (2006) hace referencia a la eco-región Pampa para la distribución de esta especie pero de manera genérica.

En la presente investigación, se obtuvieron registros de presencia en dos de las cuatro unidades ambientales muestreadas (comunidades halófilas del tipo espartillar y Bosque xerófilo). Ambas unidades ambientales conciben con las características requeridas por la especie y se asemejan a lo manifestado por Pautasso (2008) para los Bajos Submeridionales, Cuña Boscosa, Chaco Seco y Espinal. Con respecto a los resultados obtenidos para abundancia relativa y teniendo en cuenta la escasa cantidad de datos obtenidos, estos estarían indicando una leve tendencia por zonas más abiertas como los espartillares en detrimento de zonas boscosas. Sin embargo, estos datos deben tomarse con suma precaución hasta no tener mayor cantidad de registros que muestren de forma confiable las tendencias poblacionales de esta especie. Cabe destacar que en las comunidades halófilas del tipo espartillar este felino se presentaría en simpatria con dos especies pequeñas de felinos silvestres (*Leopardus geoffroyi* y *Leopardus colocolo*) y uno de gran porte como *Puma concolor*. En bosque xerófilo esta situación se presentaría sólo con *L. geoffroyi*. Con respecto a esto, muestreos sistemáticos con cámaras trampa (Bosque Atlántico de Misiones, Selva Predemontana de las Yungas de Salta y Jujuy, Esteros del Iberá en Corrientes, Monte en la Pampa, Espinal de Buenos Aires y zona sur, centro y norte del Chaco Semiárido de Santiago del Estero, Chaco y Formosa), indican que su abundancia local sería menor a la de otros felinos simpátricos (Ojeda et al., 2012), datos que conciben con los resultados obtenidos para las dos unidades ambientales.

Otros datos a destacar son que los registros de *P. yaguarondi* al igual que para *P. concolor* se encontraron cercanos a cuerpos de agua, y lejos de los centros urbanos y caminos reforzando la idea de la presión que sufre la mastofauna nativa en general y los felinos en particular por la urbanización.

Leopardus geoffroyi

Como lo observado por otros autores (Parera, 2002; Barquez et al., 2006; Canevari y Vaccaro, 2007; Pereira, 2012) es el felino más ampliamente distribuido, tanto geográfica como ecológicamente. Pautasso (2008) no lo reporta en la provincia para la eco-región Pampas. En la presente investigación se obtuvieron registros de presencia para la unidad ambiental bosque xerófilo y para las comunidades halófilas del tipo espartillar y praderas saladas ralas o empobrecidas. Esto demuestra que, aunque tolera áreas cultivadas y peri domésticas (Pereira, 2012), mantiene una preferencia por ambientes naturales.



Con respecto a la abundancia relativa obtenida para esta especie, el mayor índice se obtuvo en los bosques xerófilos, lo que se condice con lo propuesto por Wallace (2010) y Pereira (2012) acerca de la preferencia de esta especie por áreas de vegetación espesa, preferentemente boscosa. Los ambientes arbolados le proporcionan a este felino las características adecuadas para depositar sus heces en bosteaderos, posiblemente utilizados como herramientas de marcación territorial (Johnson y Franklin, 1991; Yanosky y Mercolli, 1994; Vuillermoz y Sapoznikow, 1998; Pereira et al., 2005). Los ambientes arbolados tendrían además gran importancia durante el período reproductivo debido a la tendencia de la especie a utilizar troncos huecos y reparados para parir y criar a sus cachorros (Ximénez, 1975; Nowell y Jackson, 1996; Pereira et al., 2005). En este sentido, se pudo establecer un uso diferencial en los bosques xerófilos donde los mayores registros de presencia se presentaron en las estaciones primavera – verano, coincidiendo esto con el período reproductivo de la especie (Pereira, 2012).

El segundo lugar, en términos de abundancia relativa, lo ocupan las comunidades halófilas del tipo praderas saladas. Las comunidades halófilas del tipo espartillar mostraron la abundancia relativa más baja para esta especie. En esta unidad *L. geoffroyi* coexiste en simpatria con tres felinos más: *P. concolor*, *L. colocolo* y *P. yaguarondi*. De las tres especies de pequeños y mediano porte, el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) fue la especie más abundante en comparación a los resultados obtenidos para *L. colocolo* y *P. yaguarondi*, datos ya observados para la especie en otras regiones del país (Caruso et al., 2009; Pereira et al., 2010; Ojeda et al., 2012). Esto podría indicar, como fue propuesto por diversos autores (Manfredi et al., 2008; Wallace, 2010; Ojeda et al., 2012; Pereira, 2012) que es *L. geoffroyi* la especie de felino de porte pequeño que mejor pudo soportar la expansión de la frontera agropecuaria, demostrando ser la menos afectada y mejor adaptada a las presiones antrópicas. Con respecto a esto, en la presente investigación se pudo observar que aunque de forma similar a lo descrito para el resto de los felinos muestreados, quienes presentan distancias importantes a centros urbanos y caminos, los registros de *L. geoffroyi* son los más cercanos a estos lugares reforzando la idea de que este felino sea quien mejor supo adaptarse a estos cambios.

Sin embargo, su estado de conservación está siendo afectado negativamente por la pérdida de hábitad causada por el continuo avance de la frontera agropecuaria, especialmente en ecorregiones como Espinal y Pampas (Ojeda et al., 2012). Ha sido incluida como una especie Casi Amenazada a nivel global (UICN, 2011) (ver Ojeda et al., 2012).

Leopardus colocolo

La geonemia para esta especie es controversial, en muchos casos indicada en mapas generales de distribución (e.g. Canevari y Vaccaro, 2007; Chebez, 2008). Parera (2002) cita un punto en los Bajos Submeridionales indicando que es un registro extralimital confiable, pero no informa en base a qué registro. Pautasso (2003) lo incluye para ese mismo lugar en base a información aportada por pobladores rurales considerados por este autor informantes calificados. La Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM) requiere confirmación para la provincia (Barquez et al., 2006), mientras que Pautasso (2008) manifiesta que la situación para esta especie en la provincia es prácticamente desconocida. Pereira (2012) incluye al sur santafesino en la distribución histórica, es decir que no se encuentra presente en la actualidad.

En este trabajo, se obtuvo un solo registro de *L. colocolo* cazado en la unidad ambiental comunidades halófilas del tipo espartillar.

La utilización de trampas de cierre para la caza y comercialización ilegal de cueros de zorro (*Pseudalopex gymnocercus*) en esa unidad ambiental, genera la muerte de diversos mamíferos, entre ellos la de *Leopardus colocolo*.

El registro utilizado en la presente investigación fue aquel en el que se pudo estar *in situ* en el momento que se extraía el animal de la trampa, confirmando de esta manera especie y lugar exacto de captura. Sin embargo, fue manifestado en rei-



teradas ocasiones que no es el primer ejemplar con esas características cazado en el lugar. De forma similar se refirieron a *Leopardus geoffroyi*, sin embargo, no pudieron dar cuenta de ningún animal cazado con las características de *Puma yagouaroundi*, lo que denota de forma indirecta la baja abundancia de este último en el lugar.

L. colocolo se encuentra como una especie Casi Amenazada a nivel global (UICN, 2011) (ver Ojeda et al., 2012), clasificado como vulnerable a nivel nacional (Ojeda et al., 2012) y con datos insuficientes para la provincia (Pautasso, 2008). Sin lugar a dudas, la reducción del hábitat y la caza furtiva serían las principales amenazas para la especie en el área de estudio. En esta especie en particular, es imprescindible ampliar la información disponible sobre su historia natural y abundancia, a fin de poder establecer estrategias de conservación.

Conepatus chinga

Pautasso (2008) lo reporta para todas las eco-regiones de la provincia. En la eco-región Pampas lo ubica puntualmente en pajonales dominados por *Spartina argentinensis*. En esta investigación, se obtuvieron registros de presencia en tres de las cuatro unidades ambientales propuestas (Bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo), esto refuerza lo mencionado por otros autores (Barquez, 2006; Chebez, 2009; Ojeda et al., 2012) que *C. Chinga* es a pesar de la pérdida de hábitat una especie elástica de amplia distribución.

En este trabajo, la mayor abundancia relativa se presentó en zonas abiertas del bosques xerófilos y comunidades halófilas del tipo espartillar, registros que se condicen con la preferencia de esta especie (Parera, 2002). En invierno, se presentan la mayor cantidad de registros para la especie, mostrando diferencias significativas con el resto de las estaciones. En las tierras de cultivo, los registros obtenidos se encuentran directamente relacionados a los bordes de caminos rurales, quienes podrían estar actuando como corredores para esta especie. El uso de los bordes estrechos de las líneas de alambrados y consecuentemente, los caminos lo hacen uno de los animales que con mayor frecuencia aparecen atropellados en las redes viales en áreas rurales (Canevari y Vaccaro, 2007; Ojeda et al., 2012), dato que se asemeja con las observaciones realizadas en la presente investigación.

Otros datos a destacar, son que los registros de *C. chinga* se encontraron lejos de los centros urbanos, lo cual podría indicar que esta especie está siendo afectada por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.) (Parera, 2002; Pautasso, 2008).

Aunque se obtuvieron registros de la especie a diversas distancias de los cursos de agua, se puede observar una tendencia a la acumulación de registros en zonas relativamente altas pero en cercanías a estos, lo que se condice con lo propuesto por Wallace et al., 2010 para Bolivia.

Galictis cuja

Como lo observado por otros autores (Parera, 2002; Barquez et al., 2006; Canevari & Vaccaro, 2007; Chebez, 2009) es una especie de amplia distribución. Puntualmente, para Santa Fe Pautasso (2008) lo reporta en las eco-regiones del valle del río Paraná, espinal, Chaco húmedo y Pampeana. En esta última sin precisiones sobre el tipo de ambiente. En la presente investigación, se obtuvieron registros de presencia en tres unidades ambientales muestreadas (Bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo). Con respecto a la abundancia relativa obtenida para esta especie en las distintas unidades, se puede mencionar que el índice más importante se obtuvo en las comunidades halófilas. Estos datos se condicen con la preferencia a espacios abiertos asociados a cuerpos de agua que tiene esta especie (Parera, 2002; Canevari y Vaccaro, 2007; Chebes, 2009). Preferencia similar describe Pautasso (2008) para esta especie en los Bajos Sudmeridionales. De forma



similar a lo descrito para *Conepatus chinga*, en tierras de cultivo los registros obtenidos se encuentran directamente relacionados a los bordes de camino, donde es común verlo preñar pequeños roedores, particularmente *Cavia aperea*. Aunque utiliza las banquinas como refugio seguro (Chebez, 2009) no se registraron animales atropellados.

Otro dato a tener en cuenta es que los registros para esta especie se encontraron lejos de los centros urbanos y periurbanos, condición que se condice con lo propuesto por Parera (2002), quien pone de manifiesto que aunque se ha informado sobre ataque a animales de corral, prefiere no acercarse a viviendas humanas.

Hydrochoerus hydrochaeris

Sobre la base de la información éditada, la especie estaría extinta en el norte de la ecorregión pampeana (Parera, 2002; Canevari y Vaccaro, 2007; Pautasso, 2008). En su geonemia no se incluye el sudeste de Córdoba, el sur de Santa Fe y el norte de la provincia de Buenos Aires (Parera, 2002; Bolkovic y Ramadori, 2006; Canevari y Vaccaro, 2007; FAO, 2007; Pautasso, 2008).

En la presente investigación, se registró al carpincho en una de las cuatro unidades ambientales relevadas (Bosque xerófilo). Los registros para esta misma unidad son propuestos por Pautasso (2008) para las eco-regiones del Espinal y Chaco (cuña boscosa y bajos submeridionales).

Asociada al río Carcarañá, esta unidad presentó registros de la especie para todas las estaciones del año. Aunque *M. coypus* puede ser un potencial competidor por los recursos (Parera, 2002) los registros de presencia de *H. hydrochaeris* se encontraron asociados al curso principal de agua (río Carcarañá) mientras que para *M. coypus* estuvieron restringidos a canales aledaños.

En general, esta especie se caracteriza por tener tres requerimientos indispensables para su supervivencia: (a) la disponibilidad de ambientes acuáticos –el agua es fundamental para satisfacer distintos requisitos de vida, como reproducción, termorregulación y protección–, (b) la presencia de áreas de forrajeo en las cercanías y (c) áreas secas para descanso y para abrigo de crías (Bolkovic y Ramadori, 2006). A partir de estas condiciones, (Adámoli et al., 1988; Bolkovic y Ramadori, 2006) establecen un mapa de aptitud potencial de hábitat para el carpincho en la Argentina. De éste, se desprende que gran parte del territorio santafesino, incluida la cuenca en estudio presentan *limitaciones marcadas*, siendo la categoría más baja en aptitud propuesta por los autores. Teniendo en cuenta además, que esta especie está clasificada como “Casi amenazado” (Ojeda et al., 2012) a nivel nacional y “Vulnerable” a nivel provincial (Pautasso, 2008) se refuerza la importancia que cumplen hoy los remanentes de bosques que aún existen a orillas del río Carcarañá, los cuales estarían brindando las condiciones necesarias para la presencia de esta especie en un área altamente modificada.

Otros datos a destacar son que los registros de *H. hydrochaeris* se encontraron asociados al curso de agua, observación lógica debido a sus hábitos semiacuáticos (MacDonald, 1981) y lejos de los centros urbanos y caminos, lo cual podría indicar que esta especie está siendo afectada por la urbanización. Otro dato a destacar es que aunque es un roedor normalmente diurno y nocturno (Parera, 2002; Wallace et al., 2010) en la zona de muestreo nunca se lo ha visto de día, al parecer, adopta hábitos netamente nocturnos en las zonas donde es cazado intensamente (Emmons y Feer, 1999; Nowak, 1999).

Myocastor coypus

Por su tasa reproductiva, alta tolerancia a diferentes condiciones climáticas e hidrológicas y por su elevada capacidad de dispersión y colonización esta especie es una de las más representativas de los grandes sistemas de humedales de nuestro país (Parera, 2002; Barquez et al., 2006; Bó et al., 2006). Para la provincia de Santa Fe, Pautasso (2008) lo ubica en las eco-regiones del Valle del río Paraná, Espinal, Chaco Húmedo y pampeana. Para esta última, sin registros documentados para la cuenca del río Carcarañá.



En este trabajo, se registró al coipo en tres de las cuatro unidades ambientales relevadas (Bosque xerófilo, comunidades halófilas y ambientes urbanos). La mayor abundancia se registró en comunidades halófilas las cuales, se encuentran asociadas a cursos de agua poco profundos, observación lógica debido a sus hábitos acuáticos (Parera, 2002; Canevari y Vaccaro, 2007; Wallace et al., 2010). A su vez, dentro de éstas, las del tipo praderas saladas asociadas a lagunas fueron quienes presentaron la mayor abundancia relativa, dato ya observado para la especie por Bó et al. (2006). Este lugar no sólo presenta poca profundidad sino además, aguas tranquilas, poco corrientosas lo que se condice con lo propuesto por Parera (2002) y Bó et al. (2006) acerca de la preferencia de esta especie con respecto a los cursos de agua. En los bosques xerófilos asociados al río Carcarañá, los registros se presentaron en canales y bañados aledaños al río, condición similar a lo señalado por Parera (2002) y Pautasso (2008) para el valle del río Paraná. Los registros en áreas urbanas, aunque se relacionan directamente con algún canal donde colonizó vegetación acuática con aguas poco profundas, ponen de manifiesto su tolerancia a la presencia del hombre y a la alteración de su hábitat.

Conservación de los mamíferos medianos y grandes

La última categorización global realizada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN et al., 2008a, 2008b) del estado de conservación de los mamíferos incluyó 5488 especies, prácticamente la totalidad de las conocidas en el globo. El análisis revela que 78 especies (1,4%) se extinguieron entre los años 1500 y 1600. Las principales causas de esas extinciones fueron, en orden de importancia, la introducción de especies exóticas y la sobreexplotación de aquellas que presentaban valor económico (Flather et al., 1994; citado en Brown y Lomolino, 1998). Hoy las presiones que inciden negativamente sobre los mamíferos han cambiado respecto a las que actuaban en el siglo XVI. En los últimos 40 años, la modificación de los ambientes es el principal factor de extinción y reducción poblacional a través de la destrucción, degradación y fragmentación de hábitats naturales, seguido de la sobreexplotación y la introducción de especies exóticas (IUCN et al., 2008b; Wallace et al., 2010).

Con respecto a esto, la Argentina cuenta con unas 360 áreas protegidas de diferentes categorías que cubren el 6.8% del territorio nacional (Brown et al., 2005). En este sentido, hay ecorregiones con valores muy inferiores al promedio nacional como el Espinal y Pampa; siendo esta última la menos protegida del país con una superficie aproximada del 0.3% (Ojeda et al., 2002). Este mismo autor, enfatizó con respecto a la situación de los mamíferos que: teniendo como criterio el índice de conservación por riqueza específica de cada bioma (IRSPPB) y el índice de riqueza de endemismos por bioma (IRENDB) las prioridades de conservación deberían enfocarse en las ecorregiones del Monte, Chaco y Pampas. En la provincia de Santa Fe, existen 19 áreas protegidas (Pautasso, 2008) que conserva el 0,68% del área ocupada por el Chaco Húmedo, el 0,68% del Valle del río Paraná, el 0,0012% del Espinal y el 0,07% de la ecorregion Pampas. Por lo expuesto, se puede observar que tanto a nivel nacional como provincial, la ecorregion Pampas se encuentra dentro de los biomas menos protegidos; situación ya descrita por varios autores, entre ellos Chebez (2008). Con respecto a esto, en ninguno de los casos mencionados como áreas protegidas en la provincia de Santa Fe se encuentra incluida superficie correspondiente a la cuenca del río Carcarañá.

Con respecto a la mastofauna relevada en el área de estudio, en la reciente revisión presentada por Pautasso (2008) sobre especies prioritarias para la conservación el autor establece 16 especies de mamíferos en alguna de las tres categorías de amenaza a nivel provincial (en peligro, amenazada o vulnerable). Ninguna de las especies citadas se encuentra presente en la cuenca del río Carcarañá según el autor. En la presente investigación, se pudo establecer que esta información es incorrecta, ya que tanto *Puma concolor* como *Hydrochoerus hydrochaeris* fueron muestreados, obteniendo registros de presencia en la totalidad de los relevamientos realizados.



Además *Leopardus colocolo*, especie muestreada en la cuenca, se encuentra en la categoría “Datos Insuficientes” para la provincia, “Vulnerable” según Ojeda et al. (2012) a nivel nacional y especie “Casi Amenazada” a nivel global (UICN, 2011) (ver Ojeda et al., 2012). De la misma forma, *Galictis cuja* presente en el área de estudio es clasificado como “Vulnerable” a nivel nacional, mientras que *L. geoffroyi* ha sido incluido como una especie “Casi Amenazada” a nivel global (UICN, 2011) (ver Ojeda et al., 2012).

El resto de las especies, presentes en la cuenca se encuentran en la categoría preocupación menor en los distintos niveles de análisis de conservación (global, nacional y provincial).

Aunque una parte importante (58.34%) de la mastofauna relevada se considera fuera de amenaza, no se debe olvidar que el área de estudio se encuentra emplazada en una zona netamente agrícola, donde las actividades productivas transforman permanentemente el paisaje.

El uso agrícola y ganadero produjo y continúa produciendo grandes cambios en los ecosistemas naturales, en particular en zonas originalmente cubiertas por bosques y pastizales. Se reemplazan de forma progresiva los pequeños remanentes de bosques por cultivos; los pastizales naturales son sobrepastoreados o reemplazados; la agricultura tiende al monocultivo y a la intensificación. Este permanente laboreo ha producido un marcado deterioro del suelo y ha eliminado la mayor parte de las especies de mamíferos fosoriales y semifosoriales propias del pastizal (Ojeda, 2002), como por ejemplo *Dasypus hybridus*, especie no reportada en ningún muestreo realizado en la presente investigación. Dato que condice con resultados propuesto por Abba et al. (2012) para esta zona.

En este sentido, los mamíferos aunque no estén presentes en alguna categoría de amenaza presentan diferentes niveles de sensibilidad a esta alteración, dependiendo de sus requerimientos de espacio, de sus necesidades de alimentación y de su comportamiento ante los cambios de paisajes producto de la antropización (e.g. Fox y Fox, 2000; Smith et al., 2000; Poinani et al., 2001; Abba et al., 2007) lo que los hace potencialmente vulnerables para esta región de la provincia.

El conocimiento sobre esta problemática era hasta este momento incompleto, existiendo muy pocos registros sistematizados de la mastofauna nativa para el área de estudio. El vacío geográfico en el conocimiento de la distribución de esta fauna en el sur provincial se tradujo en estimaciones erróneas sobre la riqueza específica y por ende, subestimar la importancia que cumplen ciertos sectores de la cuenca para la conservación de los mamíferos nativos medianos y grandes que en ella habitan.

Esto se ve reflejado en el análisis preliminar de áreas prioritarias para la conservación propuesto por Pautasso (2008). Este autor ubica al sur santafesino en general, y a la cuenca del río Carcarañá en particular, con valores de mínima prioridad para la conservación de medianos y grandes mamíferos, criterio que no comparto. Puede entenderse, como se mencionó anteriormente, que los resultados obtenidos son producto de la falta de información concerniente a la diversidad mastozoológica de esta región.

Con respecto a la cuenca del río Carcarañá en particular, en el año 2012 fue sancionado el decreto provincial N° 1579/12 (v. anexo 20), que incorpora el curso de agua del río Carcarañá al Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas en el marco de la ley 12.175 (v. anexo 21). Para así establecerlo, toma en consideración los informes técnicos y publicaciones científicas realizadas en la cuenca del mencionado río, en la zona del Departamento Caseros. Así, determina que la cuenca del río Carcarañá en su tramo santafesino, reúne las condiciones establecidas en el marco legal vigente para su incorporación al Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas y establece un área de protección que delimita, desde el ingreso del río Carcarañá a la provincia de Santa Fe hasta su desembocadura en el río Coronda, considerando 300 metros a cada lado del curso de agua. Se estima que la longitud aproximada del área mencionada es de 167 kilómetros, y comprende una superficie de 10.020 hectáreas aproximadamente.



Como fue mencionado, la declaración de protección se enmarca en la ley 12.175 que define a un área natural protegida como *“todo ambiente o territorio que está sujeto a un manejo legalmente fijado y destinado a cumplir objetivos de conservación, protección y preservación de su flora, fauna, paisaje y demás componentes de su ecosistema”* (sic). La mencionada ley fija ocho categorías dentro del sistema de áreas protegidas, dentro de las cuales están las *“reservas hídricas naturales”* que son *“áreas que poseen cuencas de captación o reservorios hídricos, insertos en ambientes silvestres, que califiquen su especial significación ecológica y turística.”*

La promulgación del Decreto Provincial N° 1579/2012 forma parte del proceso de preservación de la diversidad biológica que tuvo sus inicios con la realización del corredor biológico vial a lo largo de la autopista Rosario-Santa Fe.

Toda esta normativa, ya sean leyes, decretos u ordenanzas guardan relación y subordinación con los principios tutelados por nuestra Carta Magna. El decreto provincial N° 1579/2012 abreva su sustento constitucional en el artículo 41 (incorporado en la reforma de 1994) que garantiza que *“todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley. Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales. Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales. Se prohíbe el ingreso al territorio nacional de residuos actual o potencialmente peligrosos, y de los radiactivos”*.

Si bien se considera loable la protección jurídica que le otorga el decreto citado y se entiende que representa un avance importante en lo que se refiere a la conservación, protección y/o preservación del área contemplada en el mismo, cabe destacar que se basa, según lo expresa el decreto, en informes técnicos y científicos realizados en la cuenca del río Carcaraña, en la zona del departamento Caseros. Esto sin duda, genera una visión sesgada de la realidad concerniente a la diversidad presente en la totalidad de la cuenca, fundamentalmente, la que respecta a la mastofauna nativa que en ella habita. Por lo expresado y teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la presente investigación, se entiende que el decreto 1579/12, presenta defectos por exceso y omisión.

En el primer caso, pues protege 300 metros de cada lado del curso de agua en toda su extensión provincial, siendo que casi la totalidad de superficie propuesta corresponde a tierras de cultivos y en menor medida, a complejos habitacionales del tipo privados y plantaciones de exóticas leñosas de fines comerciales, que seguramente, no estaban en los planes del legislador para su protección. No es ocioso además, destacar que la aplicación de esta protección a tierras cultivables generará futuros conflictos de valores jurídicos.

Por otro lado, omite incluir dentro del área protegida, otros sectores de suma importancia para la conservación, los cuales se pusieron de manifiesto en la presente investigación, como son las comunidades halófilas del tipo espartillar las cuales representan el último relicto natural de *Spartina spartinae* presente en el sur santafesino (Stofella, 1995; Alzugaray et al., 2003). Es esta unidad ambiental, quien alberga la mayor riqueza específica de mamíferos nativos medianos y grandes. Como así también, las comunidades halófilas del tipo praderas saladas asociadas a la cañada de lagunas Santa Lucía la cual demostró su importancia en relación a la alta abundancia relativa de algunos mamíferos ahí relevados.

En este sentido, en la medida que la planificación de la conservación de la biodiversidad se base en información incompleta y atomizada el éxito será limitado, obteniendo como resultado la protección de áreas no requeridas, y desprotegiendo otras que sí lo requieren. Así, el esfuerzo legislativo protectorio será en vano.



Es por ello, que resulta imprescindible como primer medida la incorporación de los dos tributarios del río Carcaraña, como lo son el A^o Tortugas y Cañada de lagunas Santa Lucia como “Reservas hídricas Naturales o Humedales”, ampliando de esta manera la base protectora propuesta por el decreto 1579/12. De esta forma se estarían protegiendo los últimos relictos naturales presentes en la cuenca y con esto a la mastofauna que utiliza estos lugares para satisfacer sus requisitos ecológicos básicos como espacio, cobertura, alimento y agua (Ojasti, 2000). Cumpliendo integralmente de esta forma con lo expresado en la Ley 12.175 artículo 49 que expresa: “Las Reservas Hídricas Naturales tendrán como objetivo conservar las mejores condiciones de sus características naturales más importantes”. De lograrse esto y dentro del área propuesta por el decreto 1579/12, en una segunda instancia se debería ver la posibilidad, a nivel provincial o municipal, de establecer bajo las normativas legales vigentes la creación de áreas prioritarias para la conservación teniendo como objetivo conservar el equilibrio de los ambientes propuestos mediante el uso regulado de sus recursos naturales, respetando sus características, estado ecológico, particularidades de la vida silvestre y potencialidades de sus fuentes productivas. Otra alternativa es la creación de áreas protegidas privadas o mixtas (Brown et al., 2005), alternativa ensayada con éxito en varios países de Latinoamérica. En este caso la provincia de Santa Fe contempla la figura de reserva privada en su legislación a partir de la Ley En este sentido las áreas contempladas en esta investigación tienen un importante potencial ya que la mayor parte de su territorio se encuentra dividido en propiedades privadas. En cualquiera de los casos citados deberán cumplirse las siguientes acciones:

- a) Conservar la biocenosis y recursos naturales que sirvan para el estudio científico, educación, turismo, recreación y aprovechamiento económico.
- b) Establecer un plan de manejo para la restauración y aprovechamiento de los recursos naturales que contemple el mantenimiento de las condiciones y características naturales de los ecosistemas, compatibilizando necesidades y posibilidades con actividades de conservación y producción.
- c) Fiscalizar el cumplimiento de los planes de manejo e idóneo aprovechamiento de los recursos naturales;

De esta manera las áreas establecidas como prioritarias a partir de la información obtenida estarían establecidas por: 1) Bosque xerófilo ribereño ubicado en las inmediaciones del paraje Berreta con una superficie aproximada de 250 hectareas (32° 53' 48" S, 61° 16' 24" O); 2) Bosque xerófilo ribereño ubicado en las inmediaciones de la localidad de Villa Eloisa con una superficie aproximada de 250 hectareas (33° 01' 54" S, 61° 42' 45" O); 3) Comunidades halófilas del tipo espartillar ubicado en las inmediaciones de la localidad de Montes de Oca con una superficie aproximada de 1500 hectareas (32° 35' 22" S, 61° 50' 37" O); 4) Praderas saladas asociadas a la Cañada de Lagunas Santa Lucia.

Recordemos que la diversidad gamma de la cuenca se encuentra directamente relacionada al aporte de diversidad alfa de estos lugares; en particular de la unidad ambiental “comunidades halófilas del tipo espartillar” asociadas en este caso al A^o Tortugas y los dos remanentes de la unidad ambiental “bosque xerófilo” asociados al río Carcaraña. Por otro lado las “comunidades halófilas del tipo praderas saladas ralas o empobrecidas” asociadas a la Cañada de lagunas Santa Lucia junto a las unidades antes mencionadas aportan, como fue dicho, los mayores registros de abundancias relativas de mamíferos nativos medianos y grandes.

La implementación de áreas de conservación, con infraestructura y controles adecuados deberían generar un cambio radical de la situación actual, la cual en este momento no posee control de terreno alguno. Sobre la base de lo visto anteriormente la implementación de estas áreas debe realizarse en el marco de una planificación biorregional, incorporando en este sentido la valoración de la biodiversidad como elemento de decisión determinante en el ordenamiento territorial.

De lograrse esto, se conseguiría que el proceso de fragmentación de los relictos naturales que aun existen se establezca. Además, la insularización de los remanentes aun existentes no sería total, ya que su asociación directa al río/tributario



permitiría que este actúe como corredor biológico, objetivo buscado a partir del decreto 1579/12. Como lo observado por otros autores (Rosenberg et al., 1995; Szpeiner et al., 2007) de esta misma forma podrían actuar los bordes estrechos de las líneas de alambrados y los bordes de caminos rurales no cultivados para algunos de los mamíferos relevados (e.g. *Conepatus chiga* y *Galictis cuja*) ya que conectan parches, constituyendo vías de pasaje y hábitat temporario o permanente para muchos de ellos. Lo cual, desde el punto de vista teórico, es un factor favorable para la conservación de la diversidad biológica, en particular de la mastofauna nativa, en un área netamente agrícola.



IX CONCLUSIONES

- En la cuenca del río Carcarañá, en la provincia de Santa Fe se confirmó la presencia de 12 mamíferos nativos medianos y grandes (2 marsupiales, 1 xenartro, 7 carnívoros y 2 roedores).
- Se establecieron los primeros registros para la región de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Puma yaguarondi* (Lacepede, 1809), *Leopardus colocolo* (Desmarest, 1816) y *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766).
- Las zonas de muestreo que aun conservan relictos naturales, presentaron mayor riqueza específica y abundancia relativa de mamíferos nativos medianos y grandes en comparación con aquella que no posee.
- Las comunidades halófilas del tipo espartillar y los bosques xerófilos asociados a cuerpos de agua, son las unidades ambientales que presentaron mayor riqueza específica de mamíferos nativos medianos y grandes.
- La abundancia relativa obtenida para las unidades ambientales de uso natural (bosque xerófilo y comunidades halófilas con sus dos subunidades: espartillar y praderas saladas ralas o empobrecidas) fue mayor con respecto a la obtenida en aquellas unidades ambientales de uso antrópico como son las tierras de cultivo y los ambientes urbanos y periurbanos.
- Las comunidades halófilas del tipo espartillar son la unidad ambiental más biodiversa seguida de los bosques xerófilos y las comunidades halófilas del tipo praderas saladas ralas o empobrecidas.
- La diversidad gamma de mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe, está determinada en gran medida por la diversidad alfa particularmente por la contribución de las unidades ambientales de mayor riqueza específica: Comunidades halófilas del tipo espartillar y Bosques xerófilos.
- El aporte de la diversidad beta entre unidades ambientales a la diversidad gamma es mínimo, ya que únicamente en las unidades ambientales conocidas como comunidades halófilas del tipo espartillar y bosque xerófilo se encontraron especies exclusivas, siendo de esta forma, las unidades que mayor participación tienen en la conformación de la diversidad del paisaje.
- Con respecto al análisis espacial de la mastofauna relevada, se observaron dos tendencias en la acumulación de registros, una en zonas cercanas a cuerpos de agua y otra en aquellas unidades ambientales de uso natural como los bosques xerófilos y las comunidades halófilas (espartillar y praderas saladas).
- Las variables climáticas propuestas en el inicio de esta investigación (temperatura media anual y precipitación media anual) se presentaron de forma homogénea en toda la zona de estudio, lo que motivó su no incorporación en el presente análisis.
- El análisis de componentes principales arrojó además, como una variable de importancia para explicar la variación espacial de la mastofauna, la distancia a centros urbanos y caminos.
- La incorporación de los dos tributarios del río Carcarañá, A^o Tortugas y Cañada de Lagunas Santa Lucia como “Reservas hídricas Naturales o Humedales” permitiría la protección de los últimos relictos naturales presentes en la cuenca y con esto, a la mastofauna que utiliza estos lugares para satisfacer sus requisitos ecológicos básicos como espacio, cobertura, alimento y agua.

X CONSIDERACIONES FINALES

Esta contribución, pretende sentar las bases para futuros programas de monitoreo e investigaciones ecológicas sobre poblaciones de mamíferos, desarrollando acciones encaminadas a incrementar el conocimiento sobre especies claves, amenazadas, especies de relevancia ecológica, interacciones ecológicas, ecología poblacional y de ecosistemas, con el fin de incorporar estrategias eficaces en las propuestas de conservación de la mastofauna nativa de la región.



XI. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- ABBA, A. M., CASSINI M. H & S. F. VIZCAÍNO. 2007. Effects of land use on the distribution of three species of armadillos (Mammalia, Dasypodidae) in the pampas, Argentina. *Journal of Mammalogy* 88: 502-507.
- ABBA, A. M. 2008. Ecología y conservación de los armadillos (Mammalia, Dasypodidae) en el noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata. Pp: 246
- ABBA, A. M. Y SUPERINA, M. 2010. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. *Edentata* 11(2): 135-184.
- ABBA, A. M. Y VIZCAÍNOS, F. 2011. Distribución de los armadillos (Xenarthra: Dasypodidae) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 18: 185-206.
- ABBA, A. M., TOGNELLI M. F., SEITZ V. P., BENDER J. B. & S. F. VIZCAÍNO. 2012. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia: Xenarthra) in Argentina using species distribution models. *Mammalia* 76: 123-136.
- ACOSTA, G.; SIMONETTI, J. 1999. Guía de huellas de mamíferos del bosque templado chileno. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural*. 48: 19-27. Chile.
- ADÁMOLI, J., SENNHAUSER E., ASTRADA E. Y AGRAZ J. L. 1988. Propuesta para la delimitación del área geográfica potencial de los carpinchos en Argentina. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires. Pp: 88
- AGRÁZ, J. L., E. B. SENNHAUSER, J. M. ADÁMOLI Y E. ASTRA. 1990. Wetland characterization methodology. An application to wildlife management. (Manuscrito, Pp: 23.)
- AGUILERA, M Y SILVA, F. 1997. Especies y Biodiversidad. *Interciencia* 22: 299-306.
- ALFAROESPINOSA, A. M. 2005. Patrones de diversidad de mamíferos terrestres del Municipio de Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca. Pp: 80
- ALMEIDA, A; TORQUETTI, C Y TALAMONI, S. 2008. Use of space by Neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. *Revista Brasileira de Zoología* 25: 214-219.
- ALSOSI., ALM, T., NORMAND, S. & C. BROCHMANN. 2009. Past and future range shifts and loss of diversity in dwarf willow (*Salix herbacea* L.) inferred from genetics, fossils and modeling. *Global Ecology and Biogeography* 18: 223-239.
- ALTRICHTER, M. & G. BOAGLIO. 2003. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*.
- ALZUGARAY, C., FELDMAN, S. y J. P. LEWIS. 2003. Dinámica del Banco de Semillas de un Espartillar de *Spartina argentinensis*. *Revista Científica de Investigación Agraria* 30 (3): 197-209.
- ANDERSON, S. 1997. Mammals of Bolivia: taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of natural History*. 231: 1-652.
- ANDERSON, R. P. & E. MARTÍNEZ-MEYER. 2004. Modeling species' geographic distributions for conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116: 167-179.
- ARANDA, J. M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa, México. Pp: 216
- ARANDA, J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Conabio). Parques del Pedregal. México. Pp: 255
- ARAÚJO, M. B., ALAGADOR, D., CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D., THUILLER, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecol. Lett.* 14: 484-489.
- ARAÚJO, M. B., CABEZAS, M., THUILLER, W. & L. HANNAH. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biological* 10: 1618-1626.



- ARAÚJO, M.B., NOGUÉS-BRAVO, D., DINIZ-FILHO, A., HAYWOOD, A.; VALDES, P. & C. RAHBECK. 2008. Quaternary climate changes explain diversity among reptiles and amphibians. *Ecography* 31: 8-15.
- ARAÚJO, M.B., WILLIAMS, P. & R. FULLER. 2002. Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proc. R. Soc. London, Ser. B.* 269: 1971-1980.
- ARITA, H. 1993. Riqueza de especies de la mastofauna de México. In: Medellín R. A. y G. Ceballos (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México. Publicaciones especiales, Vol. I, Asociación Mexicana de Mastozoología, México.* Pp: 109-128
- ARITA H. Y LEÓN-PANIAGUA, T. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias* 7:13-22.
- ARITA, H.T. & P.RODRÍGUEZ. 2002. Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. *Geography* 25:541-553.
- ARVALO E. 2001. Manual de campo para el monitoreo de mamíferos terrestres en áreas de conservación. Monteverde. Costa Rica.
- ARZAMENDIA, V.y A. GIRAUDO. 2004. Usando patrones de diversidad para la evaluación y diseño de aéreas protegidas: las serpientes de la provincia de santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:335-348.
- BADGLEY, C. & D. FOX. 2000. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography* 27:1437-1467.
- BAEV, P.V. & L. PENEV. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia, Moscow. Pp:57
- BAKKER, V. & D. KELT. 2000. Scale-dependent patterns in body size distributions of neotropical mammals. *Ecology* 81:3530-3547.
- BALVANERA, P. 1999. Diversidad beta, heterogeneidad ambiental y relaciones espaciales en una selva baja caducifolia. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ecología. UNAM.
- BAREA-AZCÓN, J., VIRGÓS E., BALLESTEROS-DUPERÓN E., MOLEÓN, M. & M. CHIROSA. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.
- BARQUEZ, R., GIANNINI, N. & M. MARES. 1993. Guide to the Bats of Argentina. Oklahoma Museum of Natural History University of Oklahoma. Pp: 1-119.
- BARQUEZ, R., DÍAZ, M. y R. OJEDA. 2006. Mamíferos de la Argentina, Sistemática y Distribución. Sociedad Argentina para el estudio de los Mamíferos (SAREM). Tucumán. Argentina. Pp:355.
- BARTOLOMÉ M., CAPUTO M., CELIS A., HERZER H. y C. RODRÍGUEZ. 2004. El clima y otros factores de riesgo productivo en la pampa húmeda argentina. *Realidad Económica* 202, 88:107.
- BASCETTO, F., DAVID, M., FOLIS, G., GRAZIOLA, A., LABORDA, E., LAMAS, C., LUNA, H., NIGRO, C., OLIVEROS, O., SASSAROLI, J., TRACCHIA, A., VILLAFÑE, N. y A. ZARCO. 2006. Enciclopedia geográfica de la provincia de Santa Fe, tomo 6 Fauna. Universidad Nacional de Rosario, Diario La Capital. Rosario. Argentina. Pp: 85.
- BASILLE, M., CALENGE, C., MARBOUTINC, E., ANDERSEND, R. & J. GAILLARDA. 2008. Assessing habitat selection using multivariate statistics: Some refinements of the ecological-neche factor analysis. *Ecological Modeling* 211: 233-240.
- BAUTISTA ZÚÑIGA, 2011. Técnicas de Muestreo para Manejadores de Recursos Naturales. Segunda ed. Universidad nacional Autónoma de México. México, D.F. Pp: 42
- BECKER, M. y J. DALPONTE. 1991. Rastros de mamíferos Silvestres brasileiros: una guía de campo. Universidad de Brasília, Brasília. Pp:180
- BENAGLIA, A., BIASATTI, N. y M. ROMANO. 1999. Las variaciones del ambiente y su influencia sobre la biodiversidad en "El Espinillo"-Santa Fe, Argentina. *Ambiental, N°3, CUPA-SECYT (UNR).* Rosario. Argentina. Pp: 61-78.



- BEST, R. 1984. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. 371-412. En: H. Sioli, ed. The Amazon-Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and basin. W. Junk Publishers. Dordrecht, Holanda.
- BILENCA, D., BALLA, P., ÁLVAREZ, M. y G. ZALUETA. 1999. Evaluación de dos técnicas para determinar la actividad y abundancia de mamíferos en el bosque chaqueño, Argentina. *Revista de ecología Latino Americana* 6(1):13-18
- BISTENIK, H., 1968: Descripción Hidrogeológica de la región de Marcos Juárez. Provincia de Córdoba y Santa Fe. Boletín N° 118. Ministerio de Economía y Trabajo. Secretaría de Estado de Energía y Minería. Subsecretaría de Minería y Combustibles. Dirección Nacional de Geología y Minería. Pp: 1-33
- BLAUM, N., ROSSMANITH, E., POPP, A., & F. JELTSCH. 2007. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. *Acta Ecologica* 31:86-92.
- BÓ, M.S., ISACCH, J.P., MALIZIA, A.I. y M.M. MARTINEZ. 2002. Lista comentada de los mamíferos de la reserva de biósfera Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 9(1):5-11.
- BÓ, R.F., PORINIG, M., CORRIALE, M. J. & S. M. ARIAS- Proyecto Nutria. En: BOLKOVIC, M. L. Y D. RAMADORI (eds.). 2006. "Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable". Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires. Pp: 168
- BOLEN, E. & W. ROBINSON. 1995. *Wildlife ecology and management*. Prentice-Hall Inc. New Jersey.
- BOLKOVIC, M. L. Y D. RAMADORI. (eds.). 2006. "Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable". Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires. Pp: 168
- BOWKETT, A., ROVERO, F. & A. MARSHALL. 2007. The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* 46: 479-487.
- BOYCE, M. 2006. Scale for resource selection functions. *Diversity & Distributions* 12:269-276
- BOYCE, M. & McDONALD, L. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 268-272
- BOYCE, M., VERNIER, P., NIELSEN, S. & F. SCHMIEGELOW. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281-300
- BROWN, J.H. 1995. *Macroecology*. Chicago University Press, Chicago.
- BROWN, A., MARTINEZ ORTIZ, U., ACERBI, M. y J. CORCUERA. (Eds). 2006. *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina. Pp: 587
- BROWN, J.H. & LOMOLINO, M.V. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates. Massachusetts.
- BROWN, J.H., STEVENS, G.C. & KAUFMAN, D.W. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries and internal structure. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:597-623
- BURKART, R., BÁRBARO, N., SÁNCHEZ, R. y D. GÓMEZ. (eds). 1999. *Eco-regiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Programa de Desarrollo Institucional Ambiental, Buenos Aires, Argentina. Pp: 42.
- BURKART, R., DEL VALLE RUIZ, L., DANIELE, C., NATENZON, C., ARDURA, F. y A. BALABUSIC. 1994. *El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires. Pp: 129
- BUSBY, J.R. 1991. BIOCLIM – a bioclimatic analysis and prediction system. En: C.R. Margules y M.P. Austin, eds. *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*, pp. 64–68. Canberra, Australia, Organización de Investigación Científica e Industrial del Commonwealth (CSIRO).
- BUSTAMANTE, C., PORINI, G. y R. BÓ. 2010. Evaluación preliminar de la situación y recomendaciones de manejo para el zorro gris pampeano en la Provincia de Buenos Aires. XXIII Jornadas SAREM. Bahía Blanca, Argentina.
- CABRERA, A. L. 1953. Esquema fitogeográfico de la República Argentina. *Revista del Museo de La Plata*, nueva serie, 8: 87-168.



- CABRERA, A. 1961. Los félidos vivientes de la República Argentina. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Zoología, T.6 (5), Buenos Aires. Pp: 307.
- CABRERA, A. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, Vol. XIV, N° 1-2.
- CABRERA A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1-85 en: Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Fascículo 1. ACME, Buenos Aires, Argentina. Pp: 85
- CABRERA, A. y YEPES, J. 1940. Mamíferos Sud-Americanos (vida, costumbres y descripción). Historia Natural Ediar, Buenos Aires. Argentina. Pp: 370
- CAJAL, J. 1981. Estudios preliminares sobre el área de acción en marsupiales (Mammalia-Marsupialia). Physis, Sección C 40:24-37
- CALDECOTT, J.O., JENKINS, M.D., JOHNSON, T.H. & B. GROOMBRIDGE. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. Biodiversity and Conservation, 5:699-727.
- CAMINOS, J., ARLETTAZ, M., CRIVELLO, A., PAGGI, G. y R. PERASSI. 1998. Avistaje de venado de las pampas *Ozotoceros bezoarticus* (L. 1758) en los bajos submeridionales de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Natura Neotropicalis* 29: 155-156.
- CANEVARI, M. y FERNANDEZ BALBOA, C. 2003. 100 Mamíferos Argentinos. Editorial Albatros. Buenos Aires, Argentina.
- CANEVARI, M. y O. VACCARO. 2007. Guía de Mamíferos del Sur de America del Sur. Ed. L.O.L.A. Buenos Aires. Argentina.
- CARBAJO, A.E. y U.F.J. PARDIÑAS. 2007. Spatial distribution model of a Hanta Virus reservoir, the long-tailed colilargo (*Oligoryzomys longicaudatus*), in Argentina. *Journal of Mammalogy* 88:1555-1568.
- CARMAN, R. 2009. Apuntes sobre fauna Argentina. Ed. Vazquez Mazzini. Buenos Aires. Argentina.
- CARRILLO, E., WONG, G. & A. CUARON. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rica Protected areas under Different Hunting Restrictions. *Conservation Biology* 14 (6): 1580-1591.
- CARUSO, N., MANFREDI, C., LUCHERINI, M., COSTILLA, P & E. CASENAVE. 2009. Density estimation of sympatric Geoffroy's cats and Pampascats. 10th International Mammal Conference (IMC10). Mendoza, Argentina.
- CASO, A., LÓPEZ-GONZÁLEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, E., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M., VALDERRAMA, C & M LUCHERINI. 2008. Puma concolor, en: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <http://www.iucnredlist.org>
- CEBALLOS, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications*, 17: 569-578.
- CEBALLOS G., ARROYO, J., MEDELLÍN, R., MEDRANO, L. Y G. OLIVA. 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. En: Los mamíferos silvestres de México. (G. Ceballos y G. Oliva (Coords). FCE-Conabio. Pp: 21-66.
- CEBALLOS, G. & P. EHRLICH. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 19374-19379
- CEBALLOS, G. Y A. MIRANDA. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. Pp: 667
- CEBALLOS, G., RODRÍGUEZ, P. & R. MEDELLÍN. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8:8-17.
- CEBALLOS, G. y J. SIMONETTI. (eds). 2000. Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. Universidad Au-



- tónoma de México y Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). México D.F. Pp: 586.
- CEBALLOS, G. y G. OLIVA. 2004. Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Fondo de Cultura Económica. Mexico D.F. Pp: 987
- CHEBEZ, J. C. 1994. Los que se van. Especies argentinas en peligro. Ed. Albatros. Buenos Aires. Argentina.
- CHEBEZ, J. C. 2008. Los que se van. Tomo I "Problemática Ambiental". Ed. Albatros. Buenos Aires. Argentina.
- CHEBEZ, J. C. 2008. Los que se van. Tomo III "Mamíferos". Ed. Albatros. Buenos Aires. Argentina.
- CHEBEZ, J. C. 2009. Otros que se van. Ed Albatros. Buenos Aires. Argentina.
- CHEBEZ, J. C. y N. A. NIGRO. 2010. Aportes preliminares para un plan de manejo y conservación del puma (Puma concolor) en la República Argentina. 21pp. Informe para el Primer Taller de Conservación y Situación Actual del Puma, Fundación Cullunche, Red Argentina Contra el Tráfico Ilegal de Especies Silvestres y Secretaría de Medio Ambiente de la provincia de Mendoza.
- CHEIDA, C., NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO-COSTA, R., ROCHA-MENDEZ, F. & J. QUADROS. 2006. Orden carnívora. Pp: 261-275. En: Reis, N; Peracchi, A; Pedro, W; Lima, I. (Eds.). Mamíferos do Brasil. Universidad Estadual de Londrina. Paraná. Brasil.
- CHIARELLO, A. 1999. Effects of fragmentation of the atlantic foresto on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological conservation* 89: 71-82
- CHUVIECO, E. 2010. Teledetección Ambiental, La observación de la Tierra desde el espacio. Ed. Ariel Ciencia. Barcelona. España.
- CLARK, J., DUNN AND, J. & K. SMITH. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal Wildlife Management* 57, 5:519-526.
- CLARK, F. & R. SLUSHER. 2000. Using spatial analysis to drive reserve design a case study of a national wildlife refuge in Indiana and Illinois (USA). *Landscape Ecology* 15:75-84.
- CODY, M. 1993. Bird diversity components within and between habitats in Australia. 147-158. In: R. E. Ricklefs and D. Schlute (eds.). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press. Chicago.
- COLLINS, S. & S. GLENN. 1997. Effects of organismal and distance scaling on analysis of species distribution and abundance. *Ecological applications* 7: 543-551.
- COLLET, L. 2005. Impact of environmental factors to manage coffee cup quality. CIAT. Pp: 59.
- COLWELL, R. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- COLWELL, R. K. & J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society London* 335:101-118.
- CONROY, M. 1996. Techniques for estimating abundance and species richness. En: *Standard methods for mammals*. Wilson, E.; Cole, R.; Nichols, J.; Foster, M. (Ed). Smithsonian Institution Press. Washington, USA. Pp: 177 - 187.
- CORONEL A. y O. SACCHI. 2006. Climatología de eventos secos y húmedos en el sur santafesino. *Rev. de Inv. de la Fac. de Cs. Agrarias (UNR)*, 9, 15-24.
- CORNELL, H. V. & J. H. LAWTON. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* 61: 1-12.
- CORSI, F., SKIDMORE, A. & J. DE LEEUW. 2000. *Modelling species distribution with GIS*, New York, Columbia University Press.



- CORTÉZ MARCIAL. 2009. Tesis de Maestría. Diversidad de mamíferos medianos y Grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca. Centro Interdisciplinario de Investigación para el desarrollo integral de la región, Unidad Oaxaca. México. Pp: 46
- CRIST, P., KOHLEY, T. & J. OAKLEAF. 2000. Assessing land use impacts on biodiversity using an expert system tool. *Landscape Ecology* 15: 47-62.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- CURTIS, H., BARNES, N., SCHNEK, A. & A. MASSARIN. 2008. *Biología*. Séptima edición. Ed. Médica Panamericana. Buenos Aires. Argentina.
- CURRIER M. J. P. 1983. *Felis concolor*. *Mammalian Species* 200:1-7.
- CURRIE, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *American Naturalist*, 137, 27-49.
- DALE, C. 2000. Distribution, relative abundance, and roadway underpass responses of carnivores throughout the Puente-Chino hills. Tesis Maestría en Ciencias. Universidad Politécnica de California, Pomona. USA. Pp: 121
- DAVIS, L.S. & J.A. HENDERSON. 1977. Many uses and many users: Some desirable characteristics of a common land and water classification system. 13-34, en *Classification, inventory, and analysis of fish and wildlife habitat*. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service (FWS/OBS-78/76), Washington, D.C.
- DE ANGELO, C., PAVIOLO, A., DI BLANCO, Y. & M. DI BITETTI. 2008. Guía de Huellas de los mamíferos de Misiones y otras áreas del subtrópico de Argentina. Fundación ProYungas. Ediciones del Subtrópico. Tucumán. Argentina. Pp: 120
- DE LA PEÑA, M. 1986. Diccionario de nombres vulgares de la fauna Argentina. Edición de autor. Santa Fe. Argentina. Pp: 206
- DE LA PEÑA, M. 1993. Fauna del departamento Las Colonias (Santa Fe). Municipalidad de Esperanza. Pp: 93
- DE LA PEÑA, M. 1998. Guía de peces, anfibios, reptiles y mamíferos del litoral argentino. Fundación hábitad & desarrollo, Santa Fe. Argentina. Pp: 398.
- DE LA PEÑA, M. 2006. Lista y distribución de las aves de Santa Fe y Entre Ríos. LOLA, Buenos Aires. Argentina.
- DE LIZÁRRAGA, R. 1928. Descripción colonial (libro segundo). Segunda edición. Biblioteca Argentina. Buenos Aires. Argentina. Pp: 285
- DE LUCCA, E.R. 2010. Presencia del puma *Puma concolor* y conflicto con el hombre en las pampas argentinas. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 48. Buenos Aires, Argentina.
- DE LUCCA, E.R. y M. BOLLERO. 2011. Nuevos registros del puma (*Puma concolor*) para el norte de la ecorregión pampeana. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 83. Buenos Aires, Argentina.
- DIAMOND, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- DÍAZ, M. M. y BARQUEZ, R.M. 2002. Los mamíferos de Jujuy, Argentina. Ed. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina. Pp: 326
- DÍAS, M., FLORES, D. y R. BARQUEZ. 1998. Instrucciones para la preparación y conservación de mamíferos. Programa de Investigaciones de Biodiversidad Argentina (PIDBA). Pp: 40
- DI CASTRI, F. 1996. Diversidad biológica. En: Informe mundial sobre la ciencia. Ediciones UNESCO, París. Francia. Pp: 247-257
- DÍAZ-PULIDO, A. Y PAYÁN GARRIDO, E. 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos colombianos. *Mastozoología Neotropical* 18(1): 63-71



- DI BITETTI, M., PAVIOLO, A. & C. DE ANGELO. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal Zoological* 270: 153-163.
- DI CASTRI, F. & T. YOUNÈS. 1996. Introduction: biodiversity, the emergence of a new scientific field - its perspectives and constraints. In: *Biodiversity, science and development: towards a new partnership*. F. di Castri y T. Younès, Eds. CAB International & IUBS, Cambridge. Pp: 1-11.
- DILLON, A. & M. J. KELLY. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radiotelemetry with camera trapping. *Journal Zoological* 275: 391-398.
- DINERSTEIN, E., OLSON, D. M., GRAHAM, D., WEBSTER, A. L., PRIMM, S.A., BOOKBINDER, M. P. y G. LEDEC. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y El Caribe. Banco Mundial/WWF. Washington D.C. Pp: 135
- DOBZHANSKY, T. 1950. Evolution in the tropics. *American Scientist* 38: 209-221.
- DOBSON, A.P., RODRIGUEZ, J.P., ROBERTS, W.M. & D.S. WILCOVE. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275:550-553.
- DONADIO, E., DIMARTINO, S., AUBONE, M. & A. NOVARO. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* 56: 709-718
- EISENBERG, J. 1989. *Mammals of the Neotropics: the northern Neotropics*, Vol. 1. University of Chicago Press. Chicago. USA. Pp: 658
- EISENBERG, J. & REDFORD K. 1999. *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*, Vol. 3. University of Chicago Press. Chicago. USA. Pp: 609.
- EMMONS, L. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide*. The University of Chicago Press. Chicago. USA. Pp: 281
- EMMONS, L. & FEER, F. 1999. *Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo*. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. Pp: 298
- ERLICH DE YOFRE, A. 1984. El puma. *Fauna Argentina* (31). Centro Editor de América Latina, Buenos Aires. Pp: 32.
- FA, E. & L. MORALES. 1993. Patterns of Mammalian Diversity in México. In: *Biological diversity of México: origins and distribution*, T. Rammamorthy, R. Bye, A. Lot, and T. Fa (eds.). Oxford University, Oxford, USA. Pp: 319-361.
- FA, J. & L. MORALES. 1998. Patrones de diversidad de mamíferos de México. In: T. P. ramamoorthy, R. Bye, A. lot y J. Fa (eds.). *Diversidad Biológica de México, orígenes y distribución*. Instituto de Biología de la UNAM, México. Pp: 315-352.
- FAIRBANKS, D.H., REYERS, K.B., & A.S. VAN JAARVELD. 2001. Species and environment representation: selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation*, 98:365-379.
- FAITH, D.P., CARTER, G., CASSIS, G., FERRIER, S. & L. WILKIE. 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy based algorithms for conservation. *Environmental Science and Policy*, 6:311-328.
- FAO. 2007. Departamento de Agricultura. www.produccion-animal.com.ar
- FARINA, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. Londres.,
- FAUNMAP Working Group, 1996. Spatial response of mammals to Late Quaternary environmental fluctuations. *Science* 272: 1601-1606.
- FELICÍSIMO, A.M. 1994. Modelos digitales del terreno. *Introducción y aplicaciones en ciencias ambientales*. Pp: 118
- FERNÁNDEZ H. y C. NIETO. 2009. Biogeografía. pp 19-28: En: MONTERO, R.; AUTINO, A. 2009. *Sistemática y Filogenia de los Vertebrados, con énfasis en la fauna argentina*. Segunda Edición. Tucuman, Argentina. Pp: 414



- FERNÁNDEZRUIZ, A. 2005. Abundancia relativa de mamíferos silvestres en áreas del parque recreativo y zoológico Pis-cilago y en límites con el fuerte militar Tolemaida (Vereda La Esmeralda, Nilo, Cundinamarca). Tesis de Maestría inédita. Pontificado Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogota, Colombia. Pp: 107
- FERRIER, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Syst. Biol.* 51: 331-363.
- FLORES, D. A., DÍAZ, M. M., & R. B. BARQUEZ. 2006. Systematics and distribution of marsupials in Argentina: a review. Pp. 579-670. En: D. A. KELT, E.P. LESSA, J. SALAZAR-BRAVO & J. L. PATTON (eds.). *The Quintessential Naturalist. Honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson.* University of California Publications, Zoology, 134: 1-981.
- FLORES VILLELA, O., OCHOA OCHOA, L., & C. MORENO. 2005. Variación latitudinal y longitudinal de la riqueza de especies y la diversidad beta de la herpetofauna Mexicana. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) *Sobre Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma.* Monografías Tercer Milenio Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. Pp: 143-152.
- FONSECA, G., HERRMANN, G., LEITE, Y., MITTERMEIER, R., RYLANDS, A., & J. PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional papers in Conservation Biology* 4: 1-38
- FONSECA, G., LACHER, T., BATRA, P., SANDERSON, J., BRANDES, S., ESPINEL, A., KUEBLER, C., BAILEY, A. & HEATH, J. 2005. Tropical ecology, assessment, and monitoring (TEAM) initiative camera trapping protocol. Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International. Pp:8
- FORERO-MEDINA, G., VINÍCIUS VIEIRA, M., DE VIVEROS, G. & P.J. ALMEIDA. 2009. Body size and extinction risk in Brazilian carnivores. *Biota Neotropica* 9 (2): 1-5.
- FORMAN, R. & M. GODRON. 1986. *Landscape Ecology.* John Wiley & Sons, New York.
- FORMAN, R. 1995. *Land mosaics: The ecology of landscapes and Regions.* Cambridge University Press, Cambridge.
- FOX, B. & M. Fox. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography* 9:19-37.
- FURLONG, G. 1938. Entre los Mocovíes de Santa Fe. Según las noticias de los misioneros jesuitas Joaquín Camaño, Manuel Canelas, Francisco Burgés, Román Arto, Antonio Bustillo y Florián Baucke. Ed. Sebastian de Amorrortu e hijos, Buenos Aires. Argentina. Pp: 233
- GALLINA, S. & C. LÓPEZ-GONZÁLES (editor). 2011. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volúmen I.* Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. Querétano, México. Pp: 377
- GARCÍA, N. 1990. "Climatografía de la República Argentina" - Publicación UNL-FICH No. 36/90, de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina. Pp:31
- GARCÍA, A. 2006. Using Ecological Niche Modeling to Identify Diversity Hotspots of the Herpetofauna of Pacific Lowlands and Adjacent Interior Valleys of Mexico. *Biological Conservation* 130:25-46
- GARCÍA-MARMOLEJO, G. 2003. Áreas prioritarias para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México con base en métodos biográficos. Tesis. UNAM. México. Pp: 111
- GARCÍA, A., SOLANO-RODRIGUEZ, H. & FLORES-VILLELA, O. 2007. Patterns of alpha, beta and gamma diversity for the Herpetofauna of Pacific Lowlands and Adjacent Interior Valleys of Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30:169-177.
- GARCÍA, N.O. y VARGAS, M.W. 1994. Análisis de la variabilidad climática en la Cuenca del Plata a través de sus caudales. *Anales del II Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología.* Belo Horizonte, Brasil. Pp: 248-252.
- GASTON, K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. In: *Biodiversity, a biology of numbers and difference.* K.J. Gaston (Ed.) Blackwell Science, Cambridge. Pp: 77-113



- GASTON, K.J. & BLACKBURN, T. M. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Science, Oxford.
- GÓMEZ, H., WALLACE, R. & VEITCH, C. 2001. Diversidad y abundancia de mamíferos medianos y grandes en el noreste del área de influencia del Parque Nacional Madidi durante la época húmeda. *Ecología en Bolivia* 36: 17-29
- GONZÁLEZ, E Y MARTINEZ, A. 2010. Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda oriental, Vida Silvestre & MNHN. Montevideo. Uruguay. Pp: 463
- GRAHAM, C.H., MORITZ, C. & WILLIAMS, S. 2006. Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 103: 632-636.
- GUZMÁN, L. y CAMARGO, S. 2004. Importancia de los rastros para la caracterización del uso de hábitad de mamíferos medianos y grandes en el bosque los Mangos (Puerto Lopez, Meta, Colombia). *Acta Biológica colombiana*, 9(1): 11 – 22.
- gvSIG. 2011. gvSIG Association and the Open Source Geospatial Foundation. Valencia, España. <<http://www.gvsig.com/>>
- GYSEL, L. y LYON, L. 1980. Habitat analysis and evaluation. 304-327. En: S.D. Schemnitz, ed. *Wildlife Management Techniques Manual*, 4^o edition, The Wildlife Society. Washington, D.C.
- HALFFTER, G. 1994 ¿Qué es la biodiversidad? *Bull. Inst. Cat. Hist. Nat.* 62: 5-14.
- HALFFTER, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International (Special Issue)*, 36: 3-17.
- HALFFTER, G. y EZCURRA, E. 1992. ¿Qué es la biodiversidad? P.3-34 en: La diversidad biológica iberoamericana. Halffter, I. g. (Compilador). CYTED-D, Instituto de ecología, México.
- HALFFTER, G., Y MORENO, C. E. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. Pp:5-18.
- HALFFTER, G., MORENO, C.E. Y PINEDA, E. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza. Pp: 80
- HALL, D. L. & M. R. WILLIG. 1994. Mammalian species composition, diversity, and succession in conservation reserve program grasslands. *The Southwestern Naturalist* 39:1-10.
- HARO, G., BISTONI, M., GUTIÉRREZ, M. 1998. La fauna de peces del río Carcaraña en las provincias de Córdoba y Santa Fe (Argentina). *Natura Neotropicalis* 29(1): 17-23
- HARRIS, D. L. 1984. The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press. Chicago, USA. Pp: 211
- HARRISON, S., ROSS, S. & J. H. LAWTON. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.* 67:151-158.
- HATTEN R., AVERILL-MURRAY, A., VANPELT, W. 2005. A spatial model of potencial jaguar habitat in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 69(3):1024-1033.
- HAWKINS, B.A., PORTER, E.E. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology*, 84, 1608–1623.
- HAWKINS, B., FIELD, R., CORNELL, H., CURRIE, D., GUÉGAN, J., KAUFMAN, D., KERR, J., MITTELBACH, G., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E., PORTER, E. & J. TURNER. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84: 3105-3117.
- HERNÁNDEZ-MAGAÑA, R., HERNÁNDEZ-ORIA, J., CHÁVEZ, R. 2012. Datos para la conservación florística en función de la amplitud geográfica de las especies en el semidesierto Queretano, México. *Acta Botánica Mexicana* 99: 105-140
- HERRERA, E.A. 1986. The behavioural ecology of the capybara, *Hydrochoerus hydrochaeris*. Tesis doctoral. University of Oxford, Oxford. Pp:227



- HERRMANN, S. & OSINSKI, E. 1999. Planning sustainable land use in agrícola areas at different spatial levels using GIS and modelling tools. *Landscape and Urban Planning*. 46: 93-101.
- HERSHKOVITZ, P. 1972. The recent mammals of the Neotropical Region: A zoogeographic and ecological review. Pp. 311-431, en *Evolution, Mammals, and Southern Continents* (A. Keast, F. C. Erk y B. Glass, eds.), Albany State Univ., N. Y. Press.
- HICKMAN, C., ROBERTS, L. & LARSON, A. 2002. *Principios Integrales de Zoología*. Undécima edición. Ed. Interamericana – McGraw – Hill. Madrid. España.
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P. & A. JARVIS. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*. *Int. J. Climatol.* 25: 1965-1978.
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P. & A. JARVIS. 2004. The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. Version 1.3. Available at <http://biogeoberkeley.edu/>
- HOFFMAANN, J. 1975. *Atlas Climático de América del Sur*. Vol I. Organización Meteorológica, N° 3.
- HOLGERD, LÖFSTRAND, R. & EDENIUS, L. 2003. Modeling habitat suitability for moose in coastal northern Sweden: Empirical vs process-oriented Approaches. *Ambio*. 32(8): 549-556.
- HURLBERT, S. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59(1): 67-77
- HURLBERT, S. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59(1): 67-77.
- IRIONDO, M. 1989. Mayor fractures of the Chaco-Plain. In: Morner, N. (Ed), *Bulletin of INBQUA, Neotectonics Commission N.A.* Pp: 12-42
- IRIONDO, M. 1994. Los climas cuaternarios de la región pampeana. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino"*. Santa Fe, Argentina. Pp: 1-48
- IRIONDO, M. 2004. Large wetlands of south America: a model for Quaternary humid environments. *Quaternary International* 114. Pp: 3-9.
- IRIONDO, M. 2010. Geología del cuaternario en Argentina. *Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino"*. Santa Fe, Argentina. Pp: 437
- IUCN, Conservation International, Arizona State University, Texas A&M University, University of Rome, University of Virginia, zoological Society London. 2008. *An Analysis of Mammals on the 2008 IUCN Red List* www.iucnredlist.org/mammals
- JAMES, F. C. & C. E. MCCULLOCH. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandoras box?. *Annuals Reviews of Ecology and Systematics* 21: 129-166.
- JAYAT, J.P. & S. PACHECO. 2006. Distribución de *Necromys lactens* y *Phyllotis osilae* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) en el noroeste argentino: modelos predictivos basados en el concepto de nicho ecológico. *Mastozoología Neotropical* 13: 69-88.
- JAYAT, J.P., PACHECO, S. & ORTIZ, P.E. 2009. A predictive distribution model for *Andinomys edax* (Rodentia: Cricetidae) in Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16: 321-332.
- JIMENEZ, G. 2001. Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* N°34: 73-79
- JOHNSON, W. & W. FRANKLIN. 1991. Feeding and spatial ecology of Geoffroy's cat in Southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72(4): 815-820.
- KARANTH, K.U., CHUNDAWAT, R.S., NICHOLS, J.D. & KUMAR, N.S. 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Anim. Conserv.* 7: 285-290.



- KARANTH, K. & NICHOLS, J. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- KARANTH, K., NICHOLS, J., KUMAR, N. & HINES, J. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87: 2925-2937.
- KAREIVA, P. & MARVIER, M. 2003. Recent calls to direct conservation funding to the world's biodiversity hotspots may be bad investment advice. *American Scientist* 91:344-351.
- KATTAN, G. Y MURCIA, C. 1999. Informe especial: Investigación en Biología de la conservación en Colombia. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Informe especial N°8. Pp:3-12
- KAUFMAN, D. M. 1995. Diversity of New World mammals: university of latitudinal gradients of species and bauplans. *Journal of Mammalogy*, 76:322-334.
- KAUFMAN, D. M. & WILLIG, M. R. 1998. Latitudinal patterns of mammalian species richness in the New World: the effects of sampling method and faunal group. *Journal of Biogeography* 25: 795-805.
- KELT, D., ROGOVIN, K., SHENBROT, G. & BROWN, J. 1999. Patterns in the structure of Asian and North American desert small mammal communities. *Journal of Biogeography* 26:825-841.
- KERLEY, G.I.H., PRESSEY, R.L., COWLING, R.M, BOSHOFF, A.F. & R. SIMS-CASTLEY. 2003. Options for the conservation of large and medium-sized mammals in the Cape Floristic Region hotspot, South Africa. *Biological Conservation* 112:169-190.
- KERR, J.T. & PACKER, L. 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, 385, 252-254.
- KOLEFF, P. 2002. Spatial species turnover: Patterns, determinants, and implications. Tesis de doctorado, University of Sheffield, R.U.
- KOLEFF, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. Pp: 19-40.
- KOLEFF, P. & GASTON, K.J. 2002. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. *Global Ecol. & Biogeogr.* 11: 363-375.
- KOLEFF, P., GASTON K.J. & LENNON J.J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- KOLEFF, P. & SOBERON, J. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en *Capital natural de México, vol I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. México. Pp:323-364.
- KRAUS, C. & RÖDEL, H. 2004. Where have all the caviés gone. Causes and consequences of predation by the minor grison on a wild cavy population. *Oikos* 105: 489-500
- KRAUSMAN, P. 1999. Some basic principles of habitat use. En: *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife*. Launchbaugh, K.I., Mosley, J.C. & K.D. Sanders. (eds.). Idaho forest, Wildlife & Range. University of Idaho, Moscow, ID. Pp: 85-90
- KRAUSMAN, P. 2002. *Introduction to wildlife management*. Prentice Hall, Nueva Jersey, EEUU.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publ. Pp: 654
- KREIMER, R. 1969. Descripción Hidrogeológica de la zona de Firmat-Casilda y Cañada de Gómez. Provincia de Santa Fe. Boletín N° 117. Ministerio de Economía y Trabajo. Secretaría de Estado de Energía y Minería. Subsecretaría de Minería y Combustibles. Dirección Nacional de Geología y Minería. Pp:1-33



- KREPPER, C.M. & GARCÍA, N.O. 2004. "Spatial and Temporal Structures Of Trends and Interannual Variability Of Precipitation Over The La Plata Basin". *Quaternary International* 114. Pp: 11-21.
- KRÖHLING, D. 1999. Sedimentological of the tyoical loessic units in Northe Pampa, Argentina. *Quaternary International* 62. Pp: 49-55.
- LEPŠ, J. & P. ŠMILAUER. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Published in the United States of America by Cambridge University Press, New York. Pp: 270
- LEWIS, J.P. 1981. La vegetación de la provincia de Santa Fe. *GAEA*, 9:121-148.
- LEWIS, J.P., COLLANTES, M.B., PIRE, E.F, CARNEVALE, N.J., BOCANELLI, S.I., STOFELLA, S.L. & D.E. Prado. 1985. Floristic groups and plant communities of Southeastern Santa Fe, Argentina. *Vegetatio* 60:67-90.
- LEWIS, J.P., PIRE, E., PRADO, D., STOFELLA, S., FRANCESCHI, E. & CARNEVALE, N. 1990. Plant communities and phytogeographical position of a large depression in the Great Chaco, Argentina. *Vegetatio* 86:25-38.
- LEWIS, J., PIRE, E., BARBERIS, I. & PRADO, D. 2006. Los bosques del espinal periestépico en las proximidades de la Localidad de Coronda, Provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias – UNR*. Año VI - N° 10. Pp: 013 – 026
- LEYENDEKER, L. 2005. Uso de habitat de *Hydrochaeris hydrochaeris*. Comparación entre dos ambientes diferentes: estero y arroyo. Tesis de grado. Universidad Nacional de Litoral. Facultad de humanidades y Ciencias. Licenciatura en Biodiversidad.
- LOMOLINO, M. & D. PERAUL. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology & Biogeography* 10:113-132.
- LONGINO, J & R. COLWELL. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory capturing the ant fauna of tropical rain forest. *Ecological Appl.* 7(4): 1263-1277
- LOREAU, M. 2000. Are communities saturated? On the relation–ship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters* 3: 73-76.
- LOVALLOM, J. 2000. *Multivariate models of bobcat habitat selection for Pennsylvania Landscapes*. P.D. Tesis. The Pennsylvania State Univesity, University Park. Pp: 145
- LOZANO RODRÍGUEZ, L. 2010. Tesis de maestría. Abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya mediante el uso de cámaras trampa. Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. Bogota. Colombia. Pp: 43
- LSTHROP, R. & J. BOGNAR. 1998. Applying GIS and landscape ecological principles to evaluate land conservation alternatives. *Landscape and Urban Planning*. 41: 27-41.
- LUCERO, R. L., AGNOLIN, S., LUCERO, M. & M. MOLINA. 2011. Fauna de la Reserva Micológica "Dr. Carlos Spegazzini", Partido de Lomas de Zamora, Buenos Aires, Argentina. Parte I: Mammalia – Aves. *Historia Natural "Fundación Félix de Azara"*. Tercera serie, volumen 1. Pp: 65 -94
- LUENGOS VIDAL, E. M. 2003. Estudio comparado de metodología de captura y de estimación de las poblaciones de zorro pampeano. Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Pp: 156
- LUENGOS VIDAL, E. M. 2009. Organización social y espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacinal del Sur, Bahía Blanca. Pp: 324
- LUENGOS VIDAL, E., SILLERO-ZUBIRI, C., MARINO, J., CASANAVE, E. & M. LUCHERINI. 2012. Spatial organization of the Pampas fox in a grassland relict of central Argentina: a flexible system. *Journal of Zoology* 287:133-141.
- MACHADO A.M.B., MARTINS, C.S. y G.M. DRUMMOND. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. *Fundação Biodiversitas*, Belo Horizonte.



- MACDONALD, D. 1981. Dwindling resources and the social behaviour of capibaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Mammalia). *Journal of Zoology*, London 194:371-391
- MACDONALD, D. 2006. *The new encyclopedia of mammals*. Oxford University Press, Oxford. New York. Pp: 930
- MAFFEI, L., CUELLAR, E. & A.J. NOSS. 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Rev. Bol. Ecol.* 11: 55-65.
- MAFFEI, L., CUELLAR, E. & A.J. NOSS. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal Zoology* 262:295-304.
- MAFFEI, L. & NOSS, A. J. 2008. How small is too small? camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40: 71-75.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London.
- MAGURRAN, A. E. 1989. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. Pp: 179
- MAGURRAN, A. & MCGILL, B. 2011. *Biological Diversity, Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. Pp: 346
- MALDONADO, M. J. 2000. *Guía para la evaluación de poblaciones de fauna silvestre*. Republica de Colombia, sistema nacional ambiental, Ministerio de medio ambiente.
- MALINALLI CORTÉZ, M. 2009. Tesis de Maestría. *Diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca*. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. México. Pp: 46.
- MANFREDI, C., SOLER, L., LUCHERINI, M. & E. CASANAVE. 2008. Organización espacial y social del gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) en un área de pastizal costero. *MEMORIAS: Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. Pp: 85-94
- MANLY, B., McDONALD, L., THOMAS, D., McDONALD, T. & W. ERICKSON. 2002. *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publisher Group, Boston.
- MARGULES, C. R. & R.L. PRESSEY. 2000. Systematic selection planning. *Nature* 405:243-253.
- MARTÍN, B. 2004. *Metodología para la caracterización de pastizales naturales del sur de Santa Fe*. Revista Agromensajes. Publicación cuatrimestral de la Facultad de Ciencias Agrarias. UNR. Zavalla, Argentina.
- MARTINEZ, J.A, RUDOLF, J.A. y D. QUEIROLO. 2010. Puma concolor (*Carnivora, Felidae*) en Uruguay: situación local y contexto regional. *Mastozoología Neotropical*, 17(1): 153-159.
- MARTORELLO, D., EASON, T. & R. PELTON. 2001. A sighting technique using cameras to estimate population size of black bears. *Wildlife Society Bulletin* 29:560-567.
- MASSOIA, E., FORASIEPI, A. & TETA, P. 2000. *Los marsupiales de la Argentina*. Ed. L.O.L.A. Buenos Aires. Argentina.
- MARGULES, C.R. & L. PRESEY. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- MARTÍNEZ, O., RECHBERGER, J., VEDIA, J. & M. THIBEAULT. 2008. *Mamíferos medianos y grandes de la serranía de Aguaragüe*. Tarija. Bolivia.
- MATHOTL. & J.L. DOUCET. 2006. Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 287(1): 59-70.
- MAY, R. M. 1994. Conceptual aspect of the quantification of the extent of biological diversity. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 345: 13-20.
- MAYR, E. 1992. A local flora and the biological species concept. *American Journal of Botany*, 79: 222-238



- MEDINA, C., ZEBALLOS, H. & E. LÓPEZ. 2012. Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Peru. *Mastozool. neotrop.* vol.19 N°1. Pp: 85-104
- MEJÍA, D. 2007. Delimitación de las unidades de paisaje del Parque Nacional Natural Paramillo. Universidad de Córdoba. Colombia. *Revista Electrónica Hominis*, Vol1. Pp: 9-17
- MEYER, C., FERREIRA, W. & P. VANDAME. 2000. Corredores biológicos para la fauna de mamíferos en la provincia de Carrasco (departamento de Cochabamba, Bolivia): un estudio de caso. *Revista boliviana de Ecología y Conservación Ambiental (Bolivia)*. 7: 67-79
- MITTELBACH, G., STEINER, C., SCHEINER, S., GROSS, K., REYNOLDS, H., WAIDE, R., WILLIG, M., DODSON, S. & L. GOUGH. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82: 2381-2396.
- MITTERMEIER, R. & I. BOWLES. 1993. The global environment facility and biodiversity Conservation: lessons to date and suggestions for future action. *Biodiversity and Conservation*, 2: 637-655.
- MITTERMEIER, R. & C. GOETTSCHE MITTERMEIER. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. En: J. Sarukhán y R. Dirzo (comps.), *México ante los retos de la biodiversidad*. Conabio, México. Pp: 5762.
- MITTERMEIER, R., MYERS, N. & J. THOMSEN. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12:516-520
- MOEN, A. 1973. *Wildlife Ecology. An analytical approach*. W.H. Freeman & Company, San Francisco. Pp: 458.
- MOGGIA, L. 1997. Lista de mamíferos de la Provincia de Santa Fe, pp: 134-141. En: ROZZATTI, J.; MOSSO, E. 1997. *Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas*. Gobierno de la Provincia de Santa Fe, APN, Asoc. Coop. de la EZE, Santa Fe. Argentina. Pp: 174
- MOIZO P. 2001. *Regionalización y Análisis del Patrón de estructura del Paisaje del Litoral del Río de la Plata del Departamento de Canelones*. Tesis de Maestría inédita. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Uruguay.
- MOIZO, P. 2007. *Patrón espacial de la integridad ecológica del mosaico paisajístico en el departamento de Canelones – Uruguay*. Tesis Doctoral inédita. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Uruguay. Pp: 218
- MONDRAGÓN, E y J. MORRONE. 2004. Propuesta de aéreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia* Vol. 29 N°3
- MONROY GARCIA, Y. 2009. Tesis de maestría. *Diversidad Beta de la Mastofauna terrestre del Estado de Oaxaca, México*. Centro interdisciplinario de Investigación para el desarrollo integral regional, Unidad Oaxaca. México. Pp: 51.
- MONROY-VILCHIS, O., RODRÍGUEZ-SOTO, C., ZARCO-GONZÁLEZ, M. & V. URIOS. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Anim. Biol.* 59: 145-157.
- MONROY-VILCHIS, O., ZARCO-GONZÁLEZ M., RODRÍGUEZ-SOTO C., SORIA-DÍAZ L. Y V. URIOS. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*. Vol.59, N°1. Pp: 373-383.
- MONTALVO, C., PESSINO, M. & F. BAGATTO. 2008. Taphonomy of the bones of rodents consumed by Andean hog-nosed skunks (*Conepatus chinga*, Carnívora, Mephitidae) in central Argentina. *Journal of Archaeological Science* 35:1481-1488
- MONTECINOS, H. y V. SERRUDO. 2007. Descripción de la dieta del zorrino (*Conepatus chinga*) en base a muestras fecales. Pp: 51-52. En: Azurduy, H. y Rumiz, D. (Eds.) *Libro de resúmenes del V Congreso Nacional de Biología: para la conservación y el desarrollo sostenible*. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia.
- MORENO, C. 2000. Análisis de la diversidad de quirópteros en un paisaje del Centro de Veracruz. Tesis Profesional. Postgrado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales. Instituto de Ecología. Pp: 150



- MORENO, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. Pp: 84
- MORENO, C. & G. HALFFTER. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37: 149-158
- MORRONE, J. & T. ESCALANTE. 2002. Parsimony analysis of endemism (PAE) of Mexican terrestrial mammals at different area units: when size matters. *Journal of Biogeography* 29: 1095-1104.
- MORRONE, J. & A. RUGGIERO. 2000. Como planificar un análisis biogeográfico. *Dugesiana* 7:1-8.
- MORRIS, D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: A case for habitat selection. *Ecologic* 136: 1-13
- MORRISON, M.L., MARCOT, B.G. & W. MANNAN. 2006. *Wildlife-habitat relationships concepts and applications*. Island Press, Washington D.C.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*. 10 (2):58-62
- NAOKI, K, GÓMEZ, M., LÓPEZ, R., MENESES, R. & J. VARGAS. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41 (1): 65-78
- NARANJO, E.J. 2000. Estimaciones de abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical. Pp. 37-46, en: *Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. (Cabrera, E., C. Mercolli, y R. Resquin, eds.). Asunción, Paraguay
- NAROSKY, T. y D. YZURIETA. 2003. *Guía para la Identificación de Aves de la Argentina y Uruguay*. Edición de Oro. Vázquez Mazzini Editores. Buenos Aires. Argentina.
- NAVARRO, E. 2005. Abundancia Relativa y distribución de los indicios de las especies de mamíferos medianos en dos coberturas vegetales en el santuario de Flora y Fauna Otúm Quimbaya, Pereira – Colombia. Tesis Doctoral. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia sede Bogota. Bogota. Colombia.
- NAVARRO, G., DE LA BARRA, N., RUMIZ, D. & W. FERREIRA. 2008. Criterios para evaluar el estado de conservación y degradación de bosques de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación ambiental* 22: 1-17
- NAVEH, Z. & A. LIEBERMAN. 2000. *Ecología de Paisaje*. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp: 570
- NICHOLS, J.D. & M. J. CONROY. 1996. Techniques for Estimating Abundance and Species Richness, p. 177-234. In: D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M.S. Foster (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution, Washington DC. EEUU.
- NOWAK, R. 1999. *Walker's mammals of the world*, Vol. 1. Johns Hopkins University Press, Baltimore & London. Pp: 1936
- NOWAK, R. 2005. *Walker's carnivores of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. Maryland. USA. Pp: 313
- NOWELL, K. & P. JACKSON. 1996. *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.
- OAKLEY L.J., PRADO, D.E. Y J.F. PENSIERO. 2006. Aspectos fitogeográficos de la provincia de Santa Fe. En: Pensiero et al. (eds.), *Flora Vascular de la provincia de Santa Fe. Claves para el reconocimiento de las familias y géneros. Catálogo sistemático de las especies*. Pp: 9-26. Ediciones UNL, Santa Fe. Pp: 403
- OJASTIJ., & F. DALLMEIER (editor). 2000. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. SI/MAB Series 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington D.C.
- OJEDA, R. & S. GIANNONI (eds). 2000. The marsupials of Argentina: an annotated checklist of their distribution and conservation. Grupo de Especialistas de Marsupiales del Nuevo Mundo. <http://www.cricyt.edu.ar/INSTITUTOS/iadiza/ojeda/MARSUPIALES.htm>
- OJEDA, R., BORGHIC. Y V. ROIG. 2002. Mamíferos de Argentina, 23-63. In: CEBALLOS, G; J. SIMONETTI (eds.). *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. Universidad Nacional Autónoma de México y la Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). Pp: 586.



- OJEDA, R., CHILLO, V. & G. DIAZISENRATH. 2012. Libro rojo, mamíferos amenazados de la argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. Buenos Aires. Argentina. Pp: 257
- OLA, H. & W. ARNBERG. 2002. A method for landscape regionalization base don fuzzy membership signaturas. *Landscape and Urban Planning*. 59: 227-240.
- OLIVEIRA, V.B., CAMARA, E. y L. OLIVEIRA. 2009. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Mastozoología Neotropical* 16 (2): 355-364.
- OLROG, C. & M. LUCERO. 1980. "Guía de los mamíferos Argentinos". Ministerio de Cultura y Educación. Fundación Miguel Lillo. Pp: 1-151.
- ORJUELA, O. y G. JIMÉNEZ. 2004. Estudio de la abundancia relativa para mamíferos en diferentes tipos de cobertura y carretera, Finca Hacienda Cristales, área Cerritos-La Virginia, Municipio de Pereira, Departamento de Risalda, Colombia. *Universitas, Revista de la Facultad de Ciencias*. 9:87-96.
- ORME, C.D., DAVIES, R.G., BURGESS, M., EIGENBROD, F. & N. PICKU. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016-1019.
- PACHECO, V. 2002. Mamíferos del Perú. Pp: 503-550. En: *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales* (G. Ceballos and J. Simonetti, eds). CONABIO-UNAM. México, D.F.
- PAINTER, L., RUMIZ, D., GUINART, D., WALLACE, R., FLORES, B. Y W. TOWNSEND. 1999. *TECNICAS DE INVESTIGACION PARA EL MANEJO DE FAUNA SILVESTRE: Un manual del curso dictado con motivo del III Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia.
- PALMER, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.
- PARDINI, R., DITT, E.H., CULLEN, L., BASSI, C. Y R. RUDRAN. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terretres de médio e grande porte. Pp: 181-201, En: *Métodos de Estudo em Biología da Conservacao Manejo da Vida Silvestre*. (Cullen, L., R. Pudran y C. Valladares-Padua, eds.) Ed. da. UFPR; Fundacao O Boticario de Protecao a Natureza. Curitiba, Paraná, Brazil.
- PARDIÑAS, U., CIRIGNOLI, S. & C. GALLIARI. 2004. Distribution of *Pseudoryzomys simplex* (Rodentia: Cricetidae) in Argentina. *Mastozoología Neotropical* 11 (1): 105-108.
- PARERA, A. 2002. Los mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamerica. Editorial El Ateneo, Buenos Aires. Argentina.
- PARERA, A. y D. KESSELMAN. 2000. Diagnóstico sumario de la fauna de mamíferos de la ecoregión pampeana: caracterización y estado del conocimiento. En: Bertonatti, C. y J. Corcuera. 2000. *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina.: 181-184, Buenos Aires.
- PASOTTI P. y O. ALBERT. 1995. Estudio de la Cuenca Hidrográfica del Río Carcarañá. Publicación LXIX. Instituto de Fisiografía y Geología "Dr. Alfredo Castellanos". Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Argentina. Pp: 187.
- PAUTASSO, A. 2002. Distribución y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) en el norte de santa fe, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 9: 64-69.
- PAUTASSO, A. 2007. Notas acerca de los pecaríes (Mammalia: Tayassuidae) en la provincia de Santa Fe, Argentina. *Aprona Boletín Científico*.
- PAUTASSO, A. 2008. Mamíferos de la provincia de Santa Fe. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino* 13 (2): 1-248.



- PAUTASSO, A. 2011. La fauna y su conservación en los Bajos Submeridionales. Ediciones Biológica. Serie naturaleza, Conservación y Sociedad N°5. Santa Fe. Argentina. Pp: 278
- PAUTASSO, A. y M. PEÑA. 2003. Utilización de Ozotoceros bezoarticus por pobladores rurales de los bajos submeridionales de Santa Fe, Argentina. Deer Specialist Group News 18: 13-15.
- PEET, R. K. 1974. The measurement of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics, 5: 285-307.
- PEREIRA, J., APRILE, G. y R. CINTI. 2012. Felinos de Sudamérica. Londaiz Laborde Ediciones. Buenos Aires. Argentina. Pp: 104
- PEREIRA, J., DI BITETTI, M., FRACASSI, N., PAVIOLO, A., DE ANGELO, C., DI BLANCO, Y. & A. NOVARO. 2010. Population density of Geoffroy's cat in scrublands of central Argentina. Journal of Zoology 283: 37-40.
- PEREIRA, J., VARELA, D. & L. RAFFO. 2005. Relevamiento de los felinos silvestres en la región del Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina). FACENA, Vol. 21. Pp: 69-77.
- PEREZ CARUSI, L., FARACE, M., RIBICICH, M. y I. GÓMEZ VILLAFañE. 2009. Reproduction and parasitology of Didelphis albiventris (Didelphimorphia) in an agroecosystem landscape in central Argentina. Mammalia 73: 89-97.
- PÉREZ IRINEO, G. 2008. Diversidad de mamíferos carnívoros terrestres en una selva mediana en el Distrito de Tuxtpec, Oaxaca, México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca. Pp: 65.
- PETERSON, A.T. & D. VIEGLAIS. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. Bioscience 51: 363-371.
- PINEDA, E., HALFFTER, G., MORENO, C.E., Y F. ESCOBAR. 2005. Transformación del bosque de niebla en agroecosistemas cafetaleros; cambios en las diversidades alfa y beta de tres grupos faunísticos. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. Pp: 177-190.
- PINTO DE SÁ ALVES, L.C. & A. ANDRIOLO. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. Rev. Bras. Zootecn. 2: 231-246.
- PODRUZNI S., CHERRY, S., SCHWARTZ, C. & L. LANDENBURGUER. 2002. Grizzly bear denning and potential conflict areas. In the Greater Yellowstone Ecosystem. Ursus. 13: 19-28.
- POIANI, K., MERRILL, M. & K. CHAPMAN. 2001. Identifying conservation-priority areas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concept and selection of large patches of natural vegetation. Conservation Biology 15: 513-522.
- PORCASI, X., CALDERÓN, G.E., LAMFRI, M., SCAVUZZO, M., SABATTINI, S.M. & J.J. POLOP. 2005. Predictive distribution maps of rodent reservoir species of zoonoses in southern America. Mastozoología Neotropical 12: 199-216.
- PRESSEY, R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.J., VANE-WRIGHT, C. J. & P.H. WILLIAMS. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. Trends in Ecology and Evolution 8: 124-128.
- Quantum GIS Development Team (2013). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <<http://qgis.osgeo.org>>.
- RABINOWITZ, A. 2003. Wildlife Field Research and Conservation Training Manual. Wildlife Conservation Society. New York. EE.UU.
- RABINOWITZ, A. & S. WALKER. 1991. The carnivore community in a dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng wildlife sanctuary, Thailand. Journal of Tropical Ecology 1: 37-47



- RAMOS VIZCAÍNO, I., GUERRERO VELAZQUEZ, S. & F. HUERTA MARTÍNEZ. 2007. Patrones de distribución geográfica de los mamíferos de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 175-189
- REDFORD, K.H. & J.F. EISENBERG. 1992. *Mammals of the Neotropics. The Southern Cone. Vol. 2. Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay.* University of Chicago Press. USA.
- REGIDOR, H., GOROSTIAGUE, M. & S. SÜHRING. 1999. Reproduction and dental age classes of the Little water opossum (*Lutreolina crassicaudata*) in Buenos Aires, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 47: 271-272
- REY BENAYAS, J. & E. DE LA MONTAÑA. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 14:357-370.
- RICKLEFS, R.E. & D. SCHLUTER. 1993. *Species diversity in ecological communities, historical and geographical perspectives.* University of Chicago Press, Chicago.
- RIMOLDI, P.G., NORIEGA, J. y W. SIONE. 2011. Nuevos aportes a la distribución de Puma concolor (Carnivora, Felidae) en territorio santafesino P.145 en: XXIV Jornadas Argentinas de Mastozoología (SAREM, ed.), La Plata, Argentina.
- RINEY, T. 1982. *Study and management of large mammals.* John Wiley & Sons, New York. 552pp.
- ROCHA, E., SILVA, E., MARTINS, S. y F. CARDOSO. 2006. Evaluación estacional de la riqueza y abundancia de especies de mamíferos en la reserva biológica municipal "Mario Viana", Mato Grosso, Brasil. *Revista Biología Tropical* 54(3): 879-888.
- RODRÍGUEZ, P. 2006. Escalas, diversidad beta y áreas de distribución de los mamíferos de América del Norte. Tesis de doctorado, UNAM, México.
- RODRIGUES, A.S.L., ANDELMAN, S.J., BAKARR, M.I., BOITANI, L., BROOKS, T.M., COWLING, R.M., FISHPOOL, L.D.C., DA FONSECA, G.A.B., GASTON, K.J., HOFFMANN, M., LONG, J.S., MARQUET, P. A., PILGRIM, J.D., PRESSEY, R.L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S.N., UNDERHILL, L.G., WALLER, R.W., WATTS, M.E.J. & X. YAN. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- RODRIGUES, A.S.L. & K.J. GASTON. 2002. Optimisation in reserve selection procedures - Why not? *Biological Conservation* 10:123-129.
- RODRÍGUEZ, P., SOBERÓN, J. Y H.T. ARITA. 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana* 89: 241-259.
- RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R. & L. BOJÓRQUEZ. 2004. Spatial análisis in raptor ecology and conservation. CIBNOR-CONABIO. México. Pp: 212
- RODRÍGUEZ ROJAS, C. 2005. Tesis de maestría. Abundancia Relativa de mamíferos en dos tipos de cobertura vegetal en la margen nor-oriental del santuario de flora y fauna Otúm Quimbaya, Risaralda. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia. Pp:77
- ROMANO, M. 1999. Behavior and demography in an urban colony of *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: Molossidae) in Rosario, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 47 (4): 1121-1127.
- ROOT, T. 1988. Environmental factors associated with avian distributional boundaries. *Journal of Biogeography*, 15: 489-505.
- ROSENZWEIG, M. L. 1995. *Species diversity in space and time.* Cambridge University Press. Cambridge, Great Britain.
- ROSENBERG, D.K., NOON, B.R. & E.C. MESLOW. 1995. Towards a definition of Biological Corridor. *Internacional Wildlife Management Congreso*: 436-439.
- ROUTLEDGE, R.D. 1977. On Whittaker's components of diversity. *Ecology Letters* 58: 1120-1127.
- ROUTLEDGE, R.D. 1984. Estimating ecological components of biodiversity. *Oikos* 42:23-29



- ROZZATTI, J. y E. MOSSO. 1997. Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas. Gobierno de la Provincia de Santa Fe, APN, Asoc. Coop. de la EZE, Santa Fe, Argentina. Pp:174
- RUMIZ, D., EULERT, C. y A. RISPEL. 1998. Evaluación de la Diversidad de Mamíferos Medianos y grandes en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba – Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 4:77-90.
- RUMIZ, D., FUENTES, A., RIVERO, K., SANTIBÁÑEZ, J., CUELLAR, E., MISERENDINO, R., FERNÁNDEZ, I., MAFFEI, L. y A. TABER. 2002. La biodiversidad de la Estancia San Miguelito, Santa Cruz-Bolivia: Una justificación para establecer reservas privadas de conservación. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.
- SADLER, L., WEBBON, C., BAKER, P. & S. HARRIS. 2004. Methods of monitoring red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles*: are field signs the answer? *Mammal Review* 34:75-98.
- SÁNCHEZ, O. & G. LÓPEZ. 1988. A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to biogeography. *Folia Ent. Mex.* 75: 119-145.
- SARUKHÁN, J., SOBERÓN, J. & J. LARSON. 1996. Biological conservation in a high beta-diversity country. In: F. Di Castri y T. Younes (eds.) *Biodiversity, science and development: Toward a new partnership*. CAB International-IUBS, París. Pp: 246-263.
- SAUNDERS, D., HOBBS, R. & C. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* 5 (1): 18-32
- SCHIPPER, J. 2008. The status of the world's land and marine mammals; diversity, threat, and knowledge. *Science* 322:225-230.
- SILVA, M. 2003. Efectos ecológicos de la expansión urbana sobre las tierras agrícolas de la Pampa Ondulada, Buenos Aires, Argentina. Tesis de Maestría inédita. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Pp: 36
- SILVEIRA, L., JACOMO, A. & J. DINIZ-FILHOA. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114: 351-355.
- SIMONETTI, J. & I. HUARECO. 1999. Uso de huellas para estimar diversidad y abundancia relativa de los mamíferos de la reserva de la biosfera – Estación biológica del Beni, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 6(1): 139 – 144.
- SKEWES RAMM, O. 2009. Manual de huellas de mamíferos silvestres medianos y grandes de Chile. Impr. La Discusión, Chillán. Chile. Pp: 100
- SMALWOOD, S. & E. FITZHUGH. 1993. A Rigorous Technique for Identifying Individual Mountain Lions *Felis concolor* by their Tracks. *Biological Conservation* 65: 51-59.
- SMITH, P. 2009. Fauna de Paraguay. Handbook of the mammals of Paraguay. Vol 1. Pp. 133.
- SMITH, L. R. Y SMITH M. T. 2001. *Ecología*. 4ª ed. Editorial Pearson, Madrid. Pp: 639
- SMITH, E. P. & G. VAN BELLE. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- SMITH, W., SOLOW, A. & C. CHU. 2000. An index of the contribution of spatial community structure to the species-accumulation curve. *Ecology*. 81:3233-3236.
- SOBERÓN, J. M. & J. B. LLORENTE. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- SOBERÓN, J., LLORENTE, J. Y A. M. LUIS. 2005. Estimación del componente beta del número de especies de Papilionidae y Pieridae (Insecta: Lepidoptera) de México por métodos indirectos. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. Pp: 231-237.



- SOISALO, M.K. & S.M.C. CAVALCANTI. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biol. Conserv.* 129: 487-496.
- SORIANO, A., LEÓN, R. J. C., SALA, O. E., LAVADO, R. S., DEREGIBUS, V. A., CAHUEPÉ, M. A., SCAGLIA, O. A., VELAZQUEZ, C. A. & J. H. LEMCOFF. 1992. "Río de la Plata grasslands". En: Coupland, R. T. (ed.), *Ecosystems of the world* 8A. Natural grasslands, New York, Elsevier. Pp: 367-407.
- SRBEK-ARAUJO, A. & A. GARCÍA. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests. A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21:121-125.
- STANDER, P.E., GHOU, D., TSISABA, D., OMA, E. & I. UI. 1997. Tracking and the interpretation of spoor: a scientifically sound method in ecology. *J. Zool.* 242: 329-341.
- STEINER, C. & M. LEIBOLD. 2004. Cyclic assembly trajectories and scale-dependent productivity-diversity relationships. *Ecology* 85: 107-113.
- STEPHENS, P., O. ZAUMYSLOVA, D. MIQUELLE, A. MYSLENKOV & G. HAYWARD. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshev-Pereleshin formula. *Animal Conservation* 9:339-348.
- STRASCHNOY, J., DIBELLA, C., JAIMESE, F., ORICCHIOP, Y. C. REBELLA. 2006. Caracterización espacial del estrés hídrico de las heladas en la región pampeana a partir de la información satelital y complementaria. *RIA*, 35 (2): 117-141.
- SUNQUIST, M. & F. SUNQUIST. 2002. *Wild cats of the world*. University of Chicago Press. Chicago. USA. Pp: 452
- SZPEINER, A., MARTÍNEZ-GHERSA, M.A & C. GHERSA. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, Buenos Aires, Argentina 101 (17): 38-48
- TELLERÍA, J. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid. España.
- TETA, P. y D. DE TOMASSO. 2009. Un registro marginal para la comadreja o vera *Didelphis albiventris* (*Didelphiomorphia*, *Didelphidae*) en la provincia de San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 27: 1-3.
- THORN, J.S., NIJMAN, V., SMITH, D. & K. NEKARIS. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (*Primates: Nycticebus*). *Divers. Distrib.* 15: 289-298.
- TIRIRA, D. 2007. *Guía de campo de Mamíferos del Ecuador*. Ed. Ediciones Murciélago Blanco. Ecuador. Pp: 576
- TROLLE, M. & M. KÉRY. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal Mammalogy* 84: 607-614.
- TORRES, A., VELÁZQUEZ, A. y J. LOBATO. 2008. Riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial de los mamíferos. *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, Publicaciones Especiales 1. Asociación Mexicana de Mastozoología. Pp: 464.
- TURNER, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. *Journal of applied ecology* 33: 200-209.
- UDRIZAR SAUTHIER, D. E., ABBA, A. M., BENDER, J. B. & P. M. SIMÓN. 2008. Mamíferos del Arroyo Perucho Verna, Entre Ríos, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 15: 75-84.
- UNEP. 1993. *Guidelines for country studies on biological diversity*. United Nations Environment Programme, Nairobi. Pp: 97
- VARGAS CONTRERAS, J. y A. HERNÁNDEZ HUERTA. 2001. Distribución altitudinal de la mastofauna en la reserva de la biosfera "El Cielo", Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, número 082. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, México. Pp: 83-109
- VAUGHAN, T. 1988. *Mamíferos* 3a. ed. Interamericana. Pp: 587



- VEGA, A. 1994. Corredores conservacionistas en la región centroamericana. Memorias de una conferencia regional auspiciada por proyecto Paseo pantera. Tropical Research and Development, Inc., Gainesville, Florida. Pp: 431
- VELÁZQUEZ LANDA, X. 2009. Tesis de maestría. Diversidad alfa y beta de los mamíferos medianos y grandes del ejido Lic. Adolfo López Mateos, Mpio, Catemaco, Veracruz, México. Facultad de Biología, Universidad veracruzana. México. Pp: 48
- VENENCIO, M. 2007. Tesis Doctoral: La Recarga Natural al Acuífero Libre y su Vinculación con la Variabilidad Climática Regional. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Pp: 190.
- VIGLIZZO, E., FRANK, F. y L. CARREÑO. 2006. Situación Ambiental en las Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. 587: 261-278. En: Brown, A.; Martínez Ortiz, U.; Acerbi, M.; Corcuera, J. (Eds.). La situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Argentina.
- VILA SUBIRÓS, J., VARGA LINDE, D., LLAUSÀS PASCUAL, A. y A. RIBAS PALOM. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Universitat de Girona. Unitat de Geografia i Institut de Medi Ambient. Doc. Anàl. Geogr. 48, 2006 151-166
- VILLALBA, R. & A. YANOSKY. 2000. Guía de huellas y señales: fauna paraguaya. Asunción, Paraguay.
- VILLARREAL H., ÁLVAREZ, M., CÓRDOBA, S., ESCOBAR, F., FAGUA, G., GAST, F., MENDOZA, H., OSPINA, M. y A.M. UMAÑA. Segunda edición. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. Pp:236
- VOSS R.S. & L.H. EMMONS. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-115.
- VOSS, R. & A. JANSÁ. 2003. Phylogenetic studies on didelphid marsupials II. Nonmolecular data and new IRBP sequences: separate and combined analyses of didelphine relationships with denser taxon sampling. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 276:1-82.
- VOSS R., LUNDE, D.P. & N. B. SIMMONS. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna, part 2: nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 263:1-236.
- VUILLERMOZ, P. y A. SAPOZNIKOW, 1998. Hábitos alimenticios y selección de presas de los carnívoros medianos en la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú". *Boletín Técnico N°44*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pp:54
- VUILLEUMIER, S. & R. PRELAZ-DROUX. 2002. Map of ecological Networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning*. 58: 157-170.
- WALLACE, R. 1999. Transectas Lineales: Recomendaciones sobre Diseño, Práctica y Análisis. En: Técnicas de Investigación para el Manejo de fauna Silvestre. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. Pp: 1-12.
- WALLACE, R., GOMEZ, H., AYALA, G. & F. ESPINOZA. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10:133-139.
- WALLACE, R., GOMEZ, H., PORCEL, Z. y D. RUMIZ (Editores). 2010. Distribución, Ecología y Conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia. Ed. Centro de ecología Difusión Simón I. Patiño. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. Pp 906
- WALKER, R., NOVARO, A. & J. NICHOLS. 2000. Consideraciones para la abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7(2): 73-80



- WALKER, R., NOVARO, A., PEROVIC, P., PALACIOS, E., DONADIO, E., LUCHERINI, M., PIA, M. & M. LÓPEZ. 2007. Diets of three species of Andean carnivores in high-altitude deserts of Argentina. *Journal of Mammalogy* 88: 519-525.
- WALKER, R., NOVARO, A. & J. NICHOLS. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Journal of Neotropical Mammalogy* 7:73-80.
- WILKIE, D.S. & J. FINN. 1990. Slash-burn Cultivation and Mammal Abundance in the Ituri Forest, Zaire. *Biotropica* 22: 90-99.
- WILSON, D.E. & D.M. REEDER. 2005. *Mammal Species of the World. A taxonomic and geographic Reference*. Johns Hopkins University Press. Baltimore. Pp: 743
- WILSON, M. V. & A. SHMIDA. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal Ecology* 72: 1055-1064
- WILLIAMS, S., MARSH, H. & J. WINTER. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology* 83:1317-1329.
- WILLIAMS-LINERA, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiver. Conserv.* 11: 1825-1843
- WILLIG, M., KAUFMAN, D. & R. STEVEN. 2003. Latitudinal gradients of diversity: patterns, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:273-309.
- WILLIS, K. & R. WHITTAKER. 2002. Species diversity-scale matters. *Science* 295: 1245-1248.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.
- WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J. & R. FIELD. 2001. Scale and richness: Towards a general hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- WOLDA, H. 1981. Similarity indices, simple size and diversity. *Ecology* 50:296-302
- XIMENEZ, A. 1975. *Felis geoffroyi*. *Mammalian Species* 54: 1-4.
- YANOSKY, A. & C. MERCOLLI, 1994. Notes on the Ecology of *Felis geoffroyi* in North-eastern Argentina. *Am. Midl. Nat.* 132 (1): 202-204.
- YENSEN, E & T. TARIFA. 2003. *Galictis cuja*. *Mammalian Species* 728: 1-8.
- YERENA, O. 1994. Corredores ecológicos en los Andes de Venezuela. *Parques Nacionales y Conservacion Ambiental. Fundación Polar e INPARQUES, Caracas. Venezuela.* 4: 1-87
- ZAPATA, S., TRAVAINI, A., DELIBES, M. & R. MARTINEZ-PECK. 2005. Annual food habits of the lesser grison (*Galictis cuja*) at the southern limit of its range. *Mammalia* 69:85-88.
- ZAPATA GOLLÁ, A. 1942. El Paraná y los primeros cronistas. *Publicación del departamento de Estudios Etnográficos y Coloniales* N°2: 1-41
- ZAPATA GOLLÁ, A. 1944. La fauna y la flora de Santa Fe en los primeros cronistas. *Publicación del departamento de Estudios Etnográficos y Coloniales* N° 3: 1-143.
- ZAPATA-RÍOS, G., ARAGUILLIN, E. & J.P. JORGENSON. 2006. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 13(2):227-238.

Carrera de Posgrado

TESIS DOCTORAL
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS
Universidad Nacional de Rosario



EDITORIAL DE LA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Urquiza 2050 S2000AOB - Rosario - Santa Fe - Argentina

Tel. 0341 4802687 / 4470053

www.unreditora@unr.edu.ar / editora@sede.edu.ar / contactounreditora@gmail.com

fb: unreditora