

***Conepatus chinga* y *Galictis cuja*: uso diferencial de los bordes de caminos en la cuenca del río Carcarañá, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina.**

Pablo Guillermo Rimoldi

Cátedra de Biología y Ecología, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario (FCV-UNR). Boulevard Ovidio Lagos y Ruta Nacional 33, Casilda, Santa Fe, Argentina. CP. 2170. E-mail para correspondencia: primoldi04@gmail.com

RESUMEN

En la presente contribución se analiza el rol que cumplen los bordes de caminos y alambrados para la fauna silvestre en ambientes altamente antropizados. Teniendo en cuenta que los pastizales pampeanos son uno de los ecosistemas naturales más modificados del mundo y tanto el zorrino común (*Conepatus chinga* Molina, 1782) como el hurón menor (*Galictis cuja* Molina, 1782) han sido históricamente algunos de los mamíferos más característicos de este ecosistema, es a partir de estas dos especies que se analizarán las variables ambientales que mejor explican su distribución y afectación.

Palabras clave: Argentina; ecología; mamíferos; Santa Fe.

ABSTRACT

This contribution analyzes the role of roadsides and wire fences for wildlife in highly anthropized environments. Considering that the pampas grasslands are one of the most modified natural ecosystems in the world and that both the common skunk (*Conepatus chinga* Molina, 1782) and the lesser ferret (*Galictis cuja* Molina, 1782) have historically been some of the most characteristic mammals of this ecosystem, the environmental variables that best explain their distribution and affectation will be analyzed based on these two species.

Keywords: Argentina; ecology; mammal; Santa Fe.

INTRODUCCIÓN

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), ocupando 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 agropecuarias conservándose remanentes naturales en zonas con serios impedimentos para la agricultura. 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.

Como se mencionó anteriormente, los pastizales pampeanos son uno de los ecosistemas naturales más modificados del mundo y tanto el zorrino común (*Conepatus chinga* Molina, 1782) como el hurón menos (*Galictis cuja* Molina, 1782) han sido históricamente algunos de los mamíferos más característicos de este ecosistema (Ojeda et al., 2012).

En el sur de la provincia de Santa Fe la región presenta un grado de fragmentación y utilización del suelo que transformo su aspecto original, predominando hoy los cultivos de granos y oleaginosas. La fauna silvestre se encuentra cada vez más amenazada por este desarrollo que está llevando al límite la fragmentación y la pérdida de hábitat.

Los mamíferos 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 paisaje producto de la antropización (Rimoldi, 2015). El objetivo de la presente contribución es establecer el rol que cumplen para *Conepatus chinga* y *Galictis cuja* los bordes de caminos y alambrados en las distintas unidades ambientales presentes en la cuenca del río Carcarañá, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina.

MATERIALES Y MÉTODO

Área de estudio. El área corresponde a la cuenca del río Carcarañá 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 4.575 km² y está emplazada entre los 32°26' y 33°20'S y los 62°04' y 60°36'W. Esta área forma parte de los departamentos Belgrano e Iriondo, al norte del río Carcarañá; y Caseros, San Lorenzo y General López al sur del mismo. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 14 °C y los 20 °C, con la mayor parte de las precipitaciones

concentradas en primavera y verano. La precipitación anual sobre la región tiene un promedio de 970 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 (Coronel y Sacchi, 2006).

Selección de sitios de muestreo. Dentro de la cuenca se establecieron cinco zonas de muestreo (distantes entre sí por 50 km), tanto sobre la margen del río Carcarañá como de sus tributarios. Cada zona para este trabajo tomó como nombre de referencia el de la localidad más próxima. De esta manera, los nombres quedaron establecidos para cada zona de muestreo como: 1-Zona Oliveros (ZO) ($32^{\circ}34'30''S$, $60^{\circ}54'11''O$), 2-Zona Berreta (ZB) ($32^{\circ}53'48''S$, $61^{\circ}16'24''O$), 3-Zona Villa Eloísa (ZVE) ($33^{\circ}01'54''S$, $61^{\circ}42'45''O$), 4-Zona Berabevú (ZBe) ($33^{\circ}21'09''S$, $61^{\circ}51'09''O$) y 5-Zona Montes de Oca (ZMO) ($32^{\circ}35'22''S$, $61^{\circ}50'37''O$) (Fig.1). 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 establecieron tres transectos de 3km de longitud en cada zona de estudio, teniendo en cuenta que la primera 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 (Fig. 1). De esta forma la metodología utilizada se basó en recorridos estandarizados de transectos lineales en busca de signos de actividad (Aranda, 2012).

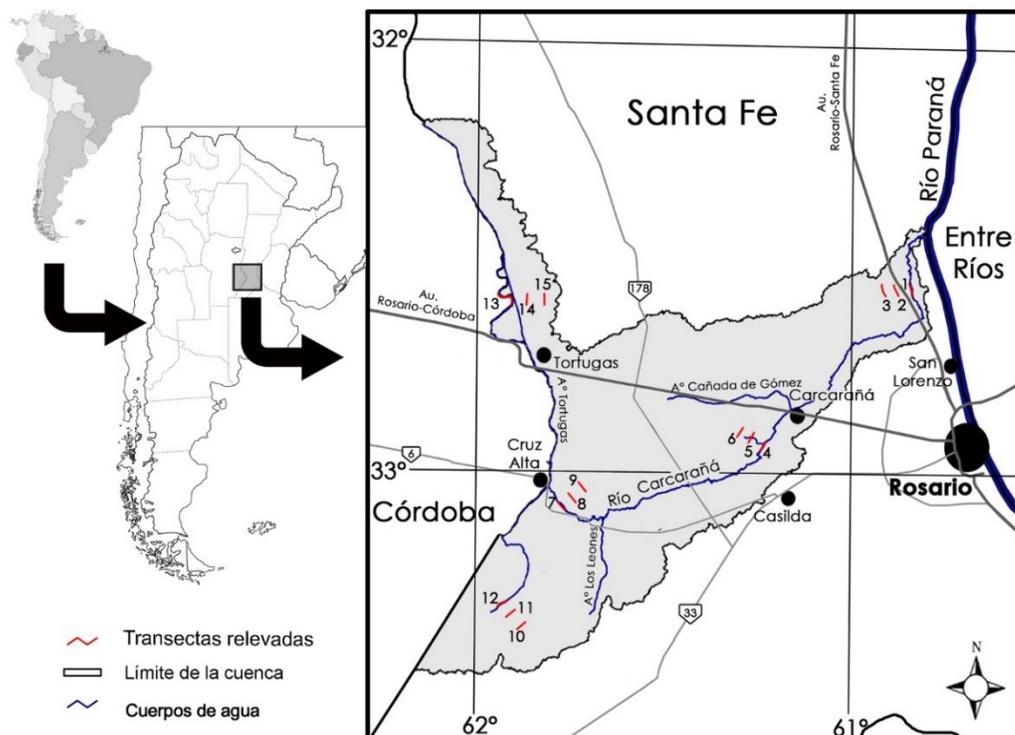


Figura 1. Detalle de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe (Argentina). Se indican algunas localidades de referencia y los sitios donde se realizaron las transectos: 1, Zona Oliveros ($32^{\circ} 34' 30''S$, $60^{\circ} 54' 11''O$); 2, Zona Berreta ($32^{\circ} 53' 48''S$, $61^{\circ} 16' 24''O$); 3, Zona Villa Eloísa ($33^{\circ} 01' 54''S$, $61^{\circ} 42' 45''O$); 4, Zona Berabevú ($33^{\circ} 21' 09''S$, $61^{\circ} 51' 09''O$); 5, Zona Montes de Oca (ZMO) ($32^{\circ} 35' 22''S$, $61^{\circ} 50' 37''O$).

Colecta de datos

Los trabajos de campo se realizaron durante dos años consecutivos (2020-2021), de manera estacional (otoño, invierno, primavera y verano), con una periodicidad de dos días al mes. Se utilizó como metodología el relevamiento de evidencias indirectas (huellas y fecas) y colecta de información a partir de evidencias directas (avistamientos). Los recorridos en las transectos se realizaron a pie, durante las horas diurnas y a una velocidad promedio de un km/h, llevándose a cabo durante un día para cada zona.

Se totalizaron de esta forma 80 días de trabajo de campo y un esfuerzo de muestreo total de 360km recorridos en las cuatro unidades ambientales propuestas. En el año 2021 se incorporó el fototrampeo como método de apoyo para la confirmación de las especies.

Análisis espacial

Para establecer asociaciones entre los registros de presencia de *C. chinga* y *G. cuja* con las variables ambientales estudiadas (distancia a caminos y bordes de alambrados, cobertura del suelo, etc.) se generó un sistema de información geográfico para integrar la información de diversas fuentes. Se utilizaron imágenes satelitales Landsat TM 5 del 28 de marzo de 2020 para la generación de mapas 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. 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 y gvSIG 1.11.0.

Generación de mapa de cobertura de suelo

Para la identificación de unidades de vegetación se realizó una clasificación no supervisada 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. En este proceso, las distintas clases espectrales pudieron ser reasignadas a alguna de las diferentes unidades ambientales según la bibliografía existente para el sur de la provincia de Santa Fe (tierras de cultivo, bosques xerófilos, comunidades halófilas y ambientes urbanos). 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, obteniendo una exactitud en el mapa de coberturas del 90%.

RESULTADOS

A partir de los trabajos de campo realizados se pudieron obtener 17 registros de presencia de *Conepatus chinga*, 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 (Chi-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. *C. chinga* fue registrado en tres de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo. De este modo, siete registros (41,18%) se encontraron en Bosque Xerófilo (uno en verano, dos en primavera, uno en otoño y tres en invierno), cinco (29,41%) en comunidades halófilas (uno, en otoño y cuatro, en invierno) y cinco (29,41%), en Tierras de cultivo (uno en primavera, uno en otoño y tres en invierno).

El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo y comunidades halófilas fue de 48 Km y de 240 Km para Tierras de cultivo, lo que arroja una abundancia relativa para *C. chinga* de 0,14 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,20 rastros/Km para comunidades halófilas 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).

Los registros de *C. chinga*, desde el punto de vista del análisis espacial, se presentaron en forma heterogénea. 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.

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). Con respecto a *Galictis cuja* se obtuvieron 31 registros de presencia 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. *G. cuja* fue registrado en tres de las unidades ambientales muestreadas, bosque xerófilo, comunidades halófilas y tierras de cultivo. Siete registros de presencia (22,58%) se encontraron en Bosque Xerófilo (dos en verano, dos en otoño y tres en invierno), once (35,48%) en comunidades halófilas (uno

en invierno, cinco en otoño, uno en primavera y cuatro en verano) y trece (41,94%) en Tierras de cultivo (tres en invierno, cinco en otoño, dos en primavera y tres en verano). El esfuerzo de muestreo total para bosque xerófilo y comunidades halófilas fue de 48km y de 240Km para Tierras de cultivo, lo que arroja una abundancia relativa para *G. cuja* de 0,14 rastros/Km para bosque xerófilo, 0,50 rastros/Km para comunidades halófilas 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 (Chi-Cuadrado = 5,60, gl = 9, $p < 0,7795$).

Los registros de *G. cuja*, desde el punto de vista del análisis espacial, al igual que los obtenidos para *C. chinga* se presentaron en forma heterogénea. 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 5670,7m (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.

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).

DISCUSIÓN

En esta investigación, se obtuvieron registros de presencia de *Conepatus chinga* 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, 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.

Con respecto a *Galictis cuja*, para la provincia de 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; Cheves, 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.

CONCLUSIONES

Estos resultados permiten establecer el uso diferencial de los bordes estrechos de las líneas de alambrado y consecuentemente, los bordes de caminos rurales con respecto a las unidades ambientales analizadas. Las relaciones existentes entre la utilización de estos sectores en las tierras de cultivo permiten inferir el uso de los mismos como corredores biológicos (Szpeiner et al., 2007; Rimoldi, 2021), actuando como vía de pasaje y hábitat temporario o permanente lo cual, desde el punto de vista teórico, es un factor favorable para la conservación de la diversidad biológica en un área netamente agrícola. Más aun teniendo en cuenta que las tierras de cultivo se presentan en la cuenca del río Carcarañá como la cobertura dominante del paisaje, superando el 86% de la superficie total. Situación contrapuesta es la observada en las demás unidades ambientales (bosque

xerófilo y comunidades halófilas) donde los registros se presentaron alejados de los caminos. Este comportamiento podría indicar que estas especies están siendo afectadas por la urbanización y todo lo que esto conlleva (caza, perros, etc.). A partir de esto se puede concluir que la conservación o incorporación de corredores de vegetación entre o dentro de cultivos permitirían mantener o incrementar la biodiversidad de los agroecosistemas, así como obtener una amplia gama de servicios ecológicos.

REFERENCIAS

Aranda, M. (2012). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. México D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Conabio), Parques del Pedregal.

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. 355pp.

Cabrera, A.L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Fascículo 1. Buenos Aires, Argentina: ACME.

Canevari, M. y O. Vaccaro. 2007. Guía de Mamíferos del Sur de América del Sur. Ed. L.O.L.A. Buenos Aires. Argentina.

Chebez, J. C. 2009. Otros que se van. Ed Albatros. Buenos Aires. Argentina.

Coronel, A. y Sacchi, O. 2006. Climatología de eventos secos y húmedos en el sur santafesino. Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNR, 9, 15-24.

Ojeda, R., Chillo, V. & G. Díaz Isenrath. 2012. Libro rojo, mamíferos amenazados de la argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. Buenos Aires. Argentina. 257pp.

Parera, A. 2002. Los mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamerica. Editorial El Ateneo, Buenos Aires. Argentina.

Pautasso, A. 2008. Mamíferos de la provincia de Santa Fe. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino 13 (2): 1- 248

Rimoldi, P. G. 2015. Diversidad y patrones de distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe). Resumen de Tesis Doctoral. Mastozoología Neotropical, 22(1):201-210

Rimoldi P.G. 2021. La mastofauna nativa como indicador de efectividad en el corredor biológico río Carcarañá, Sur de Santa Fe, Argentina. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research. 4(1): 696-704. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n1-058>.

Viglizzo, E., Frank, F. y Carreño, L. (2006). Situación Ambiental en las Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), *La situación Ambiental Argentina 2005* (pp. 261-278). Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre Argentina.

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. 906pp.

Fecha de recepción: 15 de octubre de 2022

Fecha de aceptación: 13 de diciembre de 2022