FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Tesis presentada para optar por el título de Doctor en Ciencias Naturales

Patrones de ocupación y uso de hábitat de los carnívoros en el Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia

Lic. Aranguren Maria Florencia

DIRECTOR
Dr. Igor Berkunsky
ECOSISTEMAS - UNCPBA

DIRECTORA
Dra. Melina Velasco
FCNyM - UNLP

La Plata, 2025

Agradecimientos

Quiero dedicar este espacio de mi tesis —que, dicho sea de paso, queda chico— para expresar mi enorme gratitud hacia todas las personas que me acompañaron durante estos años e hicieron posible este trabajo.

Empiezo agradeciendo a mis directores, quienes confiaron en mí y emprendieron esta trayectoria a mi lado, guiándome y acompañándome en el camino.

A Igor, por haberme abierto las puertas en Ecosistemas y darme lugar en ese hermoso grupo de trabajo llamado el Búnker. Por darme una cálida bienvenida y hacerme sentir como en casa al llegar a Tandil, gracias. Gracias por compartir el entusiasmo, la curiosidad y la pasión; y sobre todo, por contagiarme ese deseo de conocer y cuidar nuestros bellos pastizales y sierras. Gracias por darme la posibilidad de reconectar con mis tierras.

A Mel, gracias por tu plena confianza y por apostar por mí siendo tu primera becaria. Siempre presente y dispuesta a darme una mano pese a la distancia. Gracias por tantos consejos, conocimientos y experiencias; cada instancia de trabajo conjunta fue siempre enriquecedora para mí. Pero en particular, quiero agradecer por tantos mensajes llenos de calidez y charlas sinceras. Gracias, Mel.

Un agradecimiento enorme a mis compañeras, compañeros y amigas del Búnker y acoplados. Acá sí que no me alcanzan las palabras para agradecer la compañía, el aguante, la guía y las alegrías que me brindaron todos estos años. Tantos días y horas de trabajo en esa oficinita sin ventanas solo se pueden sobrellevar con buena compañía y mates —muchos mates—, y con algunas cuantas bromas y chismes. Gracias a Estefi, Gime y Clari por tanto sostén e incondicionalidad, en la tesis y en la vida, se volvieron un refugio y un nicho de alegrías. A Solcis, Ju y Agus, por su compañía, aguante y motivación durante todo este tiempo. A Juanito, por su ayuda y consejos en los últimos pasos de esta tesis. A Verito, por su compañía y guía en más de una etapa de este recorrido, siempre acompañada de mates y risas, pero sobre todo, de una fuerza impulsora que contagia.

A mis amigas platenses, las de siempre, las que conocí aquel primer día de facultad y que hoy siguen presentes, siendo sostén y dando tanto amor pese a la distancia. Gracias Carme, Maru, Cande y Luchi. Gracias también a Ailu, Andre, Viki y Evi, por acompañar y compartir en cada vuelta a la ciudad de las diagonales.

A mis amigos de la vida, los del pueblo, como los suelo llamar: Dai, Na, Juani y Maurito. Gracias por tantos años de compañía y aventuras, y gracias por haberse sumado alguna vez a mis muestreos, andando caminos y cerros.

A todas las personas que alguna vez se subieron a la Fiorino, cargaron mochilas con cámaras y baterías, y patearon los cerros conmigo: Claudio, Manu, Mechi, David, Lu Piccolo, Lu Dallavia, Mica, Cele, Maxi, Anye, Tincho, Gasti, el grupo de Scouts de la Ciencia... gracias por su ayuda.

Un agradecimiento enorme e infinito a mi familia, a mis hermanos, mis tíos y mis padres, quienes me han apoyado incondicionalmente en cada etapa, desde que inicié este recorrido. Gracias totales a mis padres por el enorme esfuerzo y sacrificio que han hecho, apostando por mi y por mi pasión, siempre acompañando e impulsando. A Celi, mi hermana y amiga, mi apoyo incondicional, compañera de charlas eternas, siempre con los consejos y la sabiduría que uno necesita escuchar en el momento justo. Gracias por tanto, hermana.
Y, por último, un agradecimiento especial a la integrante de mi familia de cuatro patas, Tierra, que con tanta alegría supo recibirme cada día, a mí y a cualquiera que alguna vez haya pasado a tomar unos mates por casa.

Gracias a todas las personas y grupos con los que alguna vez compartí alguna instancia de trabajo o formación, y que supieron aconsejarme o ayudarme a mejorar esta tesis. Gracias a la gente de Red Tandilia, por compartir y visibilizar el trabajo que hacemos en las sierras de Tandilia.

Gracias a Claudio Barletta, por brindarnos su ayuda y permitirnos trabajar en la Reserva Sierra del Tigre. Y gracias a todos los propietarios de campos que se interesaron por nuestro trabajo, confiaron en nosotros y nos brindaron acceso a los cerros en sus propiedades.

Gracias a Darío Podestá y a Seba Preisz, por las fotografías de especies para la portada y el contenido de la tesis.

Y finalmente, gracias a las instituciones públicas y al Estado Argentino, por hacer posible mi formación y el desarrollo de esta tesis. Gracias a la Facultad de Ciencias Exactas de la Universidad Nacional del Centro por darme un lugar de trabajo; a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la UNLP, y al CONICET.

Índice

Agradecimientos **1**
Resumen **6**
Abstract **8**
Capítulo 1 - Introducción **12**
Marco teórico 12
Área de estudio 16
El sistema serrano de Tandilia 18
Objetivo de la Tesis 19
Estructura de la Tesis 20
Capítulo 2 - Composición y estado de conservación de la comunidad de carnívoros en el Pastizal Serrano de Tandilia **21**
Introducción 22
Metodología 24
Recolección de datos 24
Análisis de datos 29
Resultados y discusión 29
Capítulo 3 - Actividad diaria de los carnívoros de Tandilia **46**
Introducción 47
Metodología 50
Recolección de datos 50
Análisis de datos 50
Resultados 54
Discusión 61
Capítulo 4 - Ocupación y uso de hábitat de los carnívoros de Tandilia **72**
Introducción 73
Metodología 74
Modelos de ocupación 74
Datos 76
Variables explicativas 78
Análisis de datos 86
Resultados 87
Discusión 93
Capítulo 5 - Corredores ecológicos para la conservación de los carnívoros de Tandilia **99**
Introducción 101
Metodología 104
Modelos de idoneidad climática 106
Análisis de uso versus disponibilidad de la cobertura de suelo 108
Distancia a caminos y centros urbanos 109
Modelos de idoneidad de hábitat para la ecorregión Pampeana 109
Modelado de la conectividad en el sistema de Tandilia 111

Resultados..... 113
Discusión.....123
Capítulo 6 - Conclusiones finales..... 131
Apéndice A:.....164
Apéndice B:..... 167
Apéndice C:..... 174

Resumen

El orden *Carnivora* constituye un grupo taxonómicamente diverso, ampliamente distribuido, cuyos integrantes desempeñan un papel fundamental como depredadores en la estructura de las redes tróficas y en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. En esta tesis se estudió el ensamble de carnívoros presentes en el sistema serrano de Tandilia, evaluando cómo las características del paisaje influyen en sus patrones de uso del espacio y actividad temporal dentro de los relictos de pastizal serrano, a fin de identificar áreas clave para la conservación de las especies. El estudio se llevó a cabo en los relictos de pastizal serrano, un sistema de pastizales de altura asociados al sistema serrano de Tandilia, ubicado al sudeste de la ecorregión Pampeana. Para alcanzar los objetivos propuestos, se inició con la caracterización de la composición y el estado de conservación de la comunidad de carnívoros del sistema, compuesta por cinco especies: zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), zorrino (*Conepatus chinga*), hurón menor (*Galictis cuja*) y puma (*Puma concolor*). Para ello, se integraron múltiples fuentes de información: registros de museos, bases de datos en línea, ciencia ciudadana, encuestas a productores rurales y muestreos con cámaras trampa. A partir de estos datos se estimó la abundancia relativa de cada especie en el sistema de Tandilia. Los registros obtenidos mediante cámaras trampa permitieron caracterizar los patrones de actividad diaria, evaluar la existencia de segregación temporal, y analizar el impacto tanto de la presencia del puma (como depredador tope) como de los disturbios antrópicos sobre dichos patrones. Una vez caracterizados los patrones temporales, se evaluó cómo distintas variables ambientales influyen en la ocupación y el uso del hábitat de las especies mediante modelos de ocupación en dos escalas espaciales: el paisaje del sistema de Tandilia y el hábitat en los parches de Pastizal Serrano. Se contrastaron diversas hipótesis relacionadas con las características del paisaje, la presencia de disturbios antrópicos y la disponibilidad de hábitats y recursos. Posteriormente, se evaluó el diseño de corredores ecológicos entre parches de pastizal como una estrategia de conservación potencial. Para ello, se desarrollaron modelos de aptitud de hábitat combinando variables

ambientales y antrópicas, que permitieron generar superficies de resistencia, representando el grado en que la matriz entre parches facilita o limita la ocupación o el movimiento de las especies. A partir de estos modelos, se aplicaron análisis de caminos de menor costo y teoría de circuitos para identificar y mapear corredores ecológicos. Los principales resultados indican que el zorro gris pampeano fue la especie más abundante, mientras que el hurón menor y el puma presentaron los valores más bajos de abundancia y ocupación. Como resultado de las encuestas, se observó una percepción mayoritariamente negativa hacia los carnívoros, especialmente el zorro y el puma, por su potencial para depredar ganado. En cuanto a los patrones de actividad diaria, se identificaron dos grupos bien diferenciados: especies nocturnas (zorro gris pampeano, gato montés y zorrino) y especies diurnas (hurón menor). El puma mostró un patrón catemeral, con ligera preferencia por la nocturnidad. Las interacciones interespecíficas sugieren que especies como el zorrino y el hurón menor presentan patrones de actividad distintos respecto a los mesodepredadores y al puma. En contraste, el zorro gris pampeano y el gato montés no evidenciaron segregación temporal entre sí ni respecto al puma, lo que sugiere que su coexistencia podría estar mediada por diferencias dietarias o en el uso del espacio. Los modelos de ocupación revelaron que el esfuerzo de muestreo fue determinante en la probabilidad de detección. En términos de ocupación, la densidad de caminos influyó significativamente de forma positiva en el zorro gris pampeano, mientras que en el caso del puma, el tamaño del parche y la disponibilidad de presas fueron variables clave al influir positivamente. Respecto al uso de hábitat, la distancia a caminos tuvo un efecto positivo en el zorro gris pampeano; la presencia del puma tuvo un efecto negativo sobre el uso del hábitat por parte del zorrino; y en el gato montés, las presas y la presencia de forestaciones influyeron positivamente. Los modelos de aptitud de hábitat identificaron áreas con alta aptitud para carnívoros en la ecorregión pampeana, incluyendo los relictos de pastizal serrano de Tandilia. Se identificaron corredores y caminos de menor costo para las cinco especies, los cuales se integraron para delinear corredores multiespecie. El análisis de centralidad permitió destacar relictos de pastizal clave para la conectividad del sistema, particularmente en su zona central. En conjunto, estos hallazgos indican que, a pesar de la historia de transformación del uso del suelo en la región pampeana, aún existen áreas con condiciones ambientales favorables para sostener

poblaciones de carnívoros. El sistemas serranos de Tandilia se presentan como un espacio esencial para la conservación en el sur de la región pampeana. Las características del paisaje, incluidos los disturbios antrópicos, afectan de manera variable los patrones espaciales y temporales de las especies, por lo que se concluye que las estrategias de conservación deben contemplar tanto las limitaciones del paisaje fragmentado como los requerimientos ecológicos específicos de cada especie. En este contexto, el diseño de corredores ecológicos se presenta como una herramienta clave para fortalecer la conectividad del sistema Tandilia, integrando la conservación de relictos de pastizal con prácticas sustentables en la matriz agrícola-ganadera circundante.

Abstract

The order Carnivora constitutes a taxonomically diverse, widely distributed group whose members play a fundamental role as predators in food webs' structure and terrestrial ecosystems' functioning. This thesis studied the carnivore assemblage in the Tandilia mountain system, evaluating how landscape characteristics influence their spatial use and temporal activity patterns within the remnants of the mountain grassland in order to identify key areas for species conservation. The study was carried out in the remnants of the mountain grassland, a highland grassland system associated with the Tandilia mountain system, located southeast of the Pampean ecoregion. To comply with the objectives, we began by characterizing the composition and conservation status of the system's carnivore community, which is comprised of five species: Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*), Geoffroyi's cat (*Leopardus geoffroyi*), Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*), lesser grison (*Galictis cuja*), and puma (*Puma concolor*). To do this, multiple sources of information were integrated: museum records, online databases, citizen science, surveys of rural producers, and camera trap sampling. The relative abundance of each species in the Tandilia system was estimated from these data. Camera trap records allowed us to characterize daily activity patterns, assess the existence of temporal segregation, and analyze the impact of the puma (as the top predator) and anthropogenic disturbances on these patterns. Once the temporal patterns were characterized, we evaluated how different environmental variables influence occupancy and habitat use employed occupancy models at two spatial scales. Various hypotheses related to landscape characteristics, the presence of anthropogenic disturbances, and the availability of habitats and resources were tested. Subsequently, the design of ecological corridors between grassland patches was evaluated as a potential conservation strategy. To this end, habitat suitability models were developed, combining environmental and anthropogenic variables. These allowed us to generate resistance surfaces, representing how the matrix between patches facilitates or limits species occupancy or movement. Based on these models, least-cost path analysis and circuit theory

were applied to identify and map ecological corridors. The main results indicate that the Pampas fox was the most abundant species, while the lesser grison and the puma had the lowest abundance. Due to their potential for prey on livestock, the surveys reflected predominantly negative perceptions of carnivores, especially the Pampas fox and the puma. Two distinct groups were identified regarding daily activity patterns: nocturnal species (Pampas fox, Geoffroyi's cats, and Molina's hog-nosed skunk) and diurnal species (lesser grison). The puma displayed a cathemeral pattern, with a slight preference for nocturnality. Interspecific interactions suggest species such as the skunk and the lesser grison exhibit distinct activity patterns compared to mesopredators and the puma. In contrast, the Pampas fox and Geoffroyi's cats did not show temporal segregation with each other or the puma, suggesting that diet or space use differences could mediate their coexistence. Occupancy models revealed that sampling effort was a determining factor in detection probability. Regarding occupancy, road density significantly influenced the Pampas fox, while for the puma, patch size and prey availability were key variables. Regarding habitat use, distance to roads had a positive effect on the Pampas fox; The presence of the puma had a negative effect on habitat use by the Molina's hog-nosed skunk; and for the Geoffroyi's cats, prey availability and the presence of forestation had a positive influence. Habitat suitability models identified areas with high suitability for carnivores in the Pampas ecoregion, including the mountain grassland remnants of Tandilia. Corridors and least-cost paths were identified for the five species, which were integrated to delineate multispecies corridors. Centrality analysis highlighted key grassland remnants for system connectivity, particularly in its central zone. Together, these findings indicate that, despite the history of land-use transformation in the Pampas region, there are still areas with favourable environmental conditions supporting carnivore populations. The mountain systems, thus, are essential spaces for conservation in the southern part of the region. Landscape characteristics, including anthropogenic disturbances, variably affect species' spatial and temporal patterns. Therefore, it is concluded that conservation strategies must consider both the fragmented landscape's limitations and each species' specific ecological requirements. In this context, the design of ecological corridors is a key tool for strengthening the connectivity of the Tandilia

system, integrating the conservation of grassland remnants with sustainable practices in the surrounding agricultural and livestock matrix.

Capítulo 1 - Introducción

Marco teórico

El orden Carnivora constituye un grupo taxonómicamente diverso, que alberga 297 especies, que varían ampliamente en tamaño, morfología y estrategias de vida, y se encuentran agrupadas en 16 familias. A pesar de esta diversidad, comparten un conjunto de características que reflejan su origen común y su rol como depredadores (Buskirk, 2023). Tienen sentidos altamente especializados (olfato, visión, audición y sensibilidad táctil) que les permiten detectar, localizar y capturar presas de manera eficiente en una gran variedad de ambientes, desde bosques y pastizales hasta medios acuáticos (Buskirk, 2023; Carbone et al., 2007; Cruz et al., 2022). Esta capacidad sensorial se integra con una notable diversidad de rasgos etológicos, que abarcan desde especies solitarias y cazadoras de emboscada, como los felinos, hasta formas sociales como los cánidos o los leones, donde la caza cooperativa y las complejas interacciones sociales representan adaptaciones que incrementan la eficacia en la captura de presas y promueven el desarrollo de la inteligencia y la plasticidad conductual (Buskirk, 2023; Holekamp & Benson-Amram, 2017; Makuya & Schradin, 2024)

Otra característica distintiva de los carnívoros es su dentición especializada. La presencia de grandes caninos y el desarrollo de la cuchilla carnicera, son adaptaciones clave para cortar y desgarrar carne (Valkenburgh & Wayne, 2010). No obstante, la diversidad de nichos tróficos que ocupan las distintas especies dentro del orden ha llevado a que algunas pierdan este rasgo en favor de dietas más omnívoras o incluso herbívoras, como ocurre en los osos o los mapaches (Pereira et al., 2014; Ripple et al., 2014). Esta gran versatilidad, le ha permitido a los carnívoros colonizar prácticamente todos los ambientes, desarrollando una amplia gama de estrategias ecológicas que reflejan su capacidad de adaptación y su relevancia funcional en los ecosistemas donde habitan (Buskirk, 2023; Valkenburgh & Wayne, 2010).

Pese a su gran versatilidad, la presencia y distribución de los carnívoros suele estar determinada por su capacidad para satisfacer sus requerimientos energéticos, lo cual depende de la abundancia y disponibilidad de presas (Carbone et al., 2007). No obstante, otro factor relevante que influye en el uso del espacio son las interacciones interespecíficas, especialmente la competencia (Vilella et al., 2020). El nicho ecológico de las especies se define por tres ejes principales: trófico, espacial y temporal (Cordero et al., 2024; Schoener, 1974). En condiciones de simpatría, donde estos ejes se superponen, las interacciones entre carnívoros están moduladas por la competencia interespecífica (Cong et al., 2024; Cordero et al., 2024; Rodriguez Curras et al., 2022). Tanto la masa corporal como la posición trófica ejercen una fuerte influencia sobre la direccionalidad de estas interacciones, donde las especies de mayor tamaño o situadas en niveles tróficos superior, tienden a dominar sobre las demás (depredadores tope) (Donadio & Buskirk, 2006; Rodriguez Curras et al., 2022). La competencia entre carnívoros puede manifestarse como interferencia, cuando una especie restringe activamente que otra especie acceda a los recursos, ya sea mediante acoso, robo de presas cazadas o la exclusión espacial o temporal de hábitats favorables (Linnell & Strand, 2000). En ciertos casos, esta competencia puede escalar hasta la matanza interespecífica (Donadio & Buskirk, 2006), aunque no siempre responde a una competencia directa, sino que también puede originarse por encuentros fortuitos o comportamientos hipercarnívoros (Bertin, 2019). En este contexto, las especies hipercarnívoras, como los grandes felinos, suelen protagonizar interacciones mixtas conocidas como depredación intragremial, en las que un carnívoro consume a otro que compite por los mismos recursos (De Oliveira & Pereira, 2014; Donadio & Buskirk, 2006). Como respuesta a estas presiones, los carnívoros desarrollan mecanismos de partición de nicho que les permiten minimizar interacciones negativas y favorecer la coexistencia (Cong et al., 2024; Rodriguez Curras et al., 2022).

Los carnívoros desempeñan un papel fundamental como depredadores en la estructura de las redes tróficas y en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres (Ripple et al., 2014). A través de la presión que ejercen sobre las poblaciones de sus presas, los carnívoros no solo regulan su tamaño poblacional, sino que también generan efectos indirectos sobre otras especies y procesos ecosistémicos, dando lugar a lo que se conoce como cascada trófica (Terborgh & Estes, 2010). Donde los carnívoros ejercen un control "de

arriba hacia abajo" (top-down), modulando la estructura de las comunidades desde los niveles tróficos superiores (Ritchie y Johnson, 2009). Este efecto puede incluso impactar indirectamente sobre la vegetación, al alterar la abundancia o el comportamiento de los herbívoros, quienes en presencia de depredadores no solo ven reducido su número, sino que también modifican sus patrones de forrajeo por el riesgo de depredación (Donadio et al., 2022; Terborgh et al., 2001). Así como la presencia de depredadores regula las comunidades, su extinción local o erradicación puede generar profundos desequilibrios en las mismas (Fielding et al., 2022). En particular, la pérdida de depredadores tope en un ecosistema puede desencadenar un proceso conocido como “liberación de mesodepredadores" (Ritchie & Johnson, 2009). La ausencia del control sobre los mesodepredadores permite el crecimiento desmedido de sus poblaciones, lo cual puede resultar en una mayor presión sobre sus presas poniendo en riesgo la persistencia de las mismas (Prugh et al., 2009).

La baja densidad poblacional y los amplios requerimientos ecológicos de los grandes carnívoros los convierten en especies altamente susceptibles a las perturbaciones de origen antrópico, siendo la pérdida y fragmentación de hábitat, junto con la persecución del hombre, las principales amenazas a las que se enfrentan (Boitani & Powell, 2012; Crooks, 2002). En Argentina, el escenario no difiere de las tendencias globales: la pérdida y degradación del hábitat, los atropellamientos y la caza ilegal constituyen las principales amenazas para este grupo (Abba et al. 2019).

La depredación sobre el ganado, los daños a cultivos, la competencia por recursos cinegéticos e incluso las amenazas a la seguridad de las personas suelen desencadenar la persecución de estas especies (Dickman et al., 2013). Esta situación se ha ido intensificando a medida que las presiones demográficas, económicas y sociales han transformado sus hábitats o han incentivado su explotación directa (Treves y Karanth, 2003). Además, las represalias pueden verse exacerbadas cuando los animales afectados poseen un valor cultural o emocional, además del económico (Sillero-Zubiri et al., 2004). En consecuencia, la actitud hacia los carnívoros deja de depender únicamente de los costos directos de la interacción, y pasa a estar condicionada por un entramado de factores individuales, sociales y culturales, en el que la dimensión social emerge como un componente central de esta problemática (Dickman et al., 2013).

Dada la relevancia ecológica y su alta vulnerabilidad, los carnívoros han sido foco de numerosos esfuerzos de conservación (Lucherini et al., 2018; Ripple et al., 2014). En particular, sus amplios requerimientos espaciales los convierten en especies de paisaje, es decir, aquellas que necesitan grandes extensiones de hábitat para cumplir sus funciones ecológicas y satisfacer sus necesidades vitales (Caro, 2010). Esta característica, sumada a su posición en la red trófica, hace que su conservación no solo asegure su propia supervivencia, sino que también favorezca la conservación de otras especies con menor requerimientos espaciales, así como de los procesos ecosistémicos que las acompañan por esta razón son consideradas especies paraguas (Roberge & Angelstam, 2004). Estas características, han promovido la selección o delimitación de áreas naturales en función de sus áreas de acción o de la distribución de sus presas.

A su vez también suelen ser seleccionadas como especies focales en los diseños de corredores ecológicos (Beier et al., 2008). La elección de las especies para el diseño de corredores debe considerar diversos aspectos, como su rol en los procesos ecosistémicos, su capacidad de desplazarse a través de la matriz, la importancia de la dispersión para la viabilidad de sus poblaciones y sus requerimientos ecológicos específicos (Beier et al., 2008). En este sentido, una alternativa ampliamente utilizada es seleccionar especies paraguas, como los grandes carnívoros, debido a su sensibilidad a la fragmentación y sus amplios requerimientos espaciales, lo que permite beneficiar a otras especies y al ecosistema en su conjunto (Beier et al., 2008; Hilty et al., 2021). Estas herramientas representan una estrategia clave en paisajes fragmentados, donde los remanentes de hábitat natural se encuentran inmersos en una matriz dominada por coberturas de uso productivo y presencia humana (Hilty et al., 2021).

La conservación y el manejo de las especies de carnívoros en Argentina, y particularmente en la región Pampeana, han estado históricamente condicionados por el desarrollo de la actividad agropecuaria (Brancatelli y Yezzi, 2017; De Lucca y Chimento, 2020; Gáspero et al. 2018). En sus inicios, la expansión ganadera en la región estuvo acompañada por políticas de erradicación de las especies consideradas plagas, en especial los carnívoros, debido a la amenaza que representaban para el ganado (Bilenca et al., 2008; Medan et al., 2011; Chimento & De Lucca, 2014). Esta situación, sumada a la profunda transformación del

ecosistema pampeano, provocó la disminución de las poblaciones de depredadores medianos, y la extinción local de especies como el puma y el gato de pajonal (Pereira et al., 2002; Chimento & De Lucca, 2014; Medan et al., 2011).

En las últimas décadas, la región pampeana ha experimentado una intensificación de la actividad agrícola y una reconfiguración territorial de la ganadería, lo cual acentuó la transformación del paisaje pampeano(Bilenca et al., 2008). Si bien a escala regional esto genera mayor homogeneización, a nivel local puede aumentar la heterogeneidad del ambiente debido a la incorporación de elementos como bordes de caminos, cultivos, forestaciones, áreas pobladas y campos dedicados a diversas actividades productivas (Crespo, 1966; Matteucci et al., 1999). Este aumento de la heterogeneidad, acompañado del reemplazo de la cobertura vegetal natural, conduce a la fragmentación del hábitat original, alterando la calidad, cantidad y configuración espacial de los parches disponibles para las especies. La forma en que los carnívoros perciben y responden a esta dinámica del paisaje dependerá de sus requerimientos ecológicos y su capacidad de dispersión (Alard & Poudevigne, 2002; De Angelo et al., 2013; Paviolo et al., 2018).

Dadas estas particularidades y el rol clave que los carnívoros cumplen en la regulación de las comunidades, resulta indispensable comprender cómo un entorno dominado por actividades productivas afecta su ecología. Contar con esta información es un paso clave para diseñar estrategias de manejo y conservación que permitan la coexistencia de los carnívoros con los sistemas productivos, y de esta manera contribuir a la conservación de la biodiversidad en uno de los ecosistemas más amenazados del país.

Área de estudio

Los pastizales del Río de la Plata, con una superficie mayor a 700.000 km^2, forman el pastizal templado más grande del Neotrópico (Soriano et al. 1992). Estos pastizales comprenden la ecorregión pampeana en Argentina, las sabanas de Uruguay y una porción del noreste de Argentina y Río Grande do Sul en Brasil (Soriano et al. 1992). En Argentina, la ecorregión pampeana se extiende sobre la mayor parte de la provincia de Buenos Aires (excepto la porción sur), porción sur de Entre Ríos, sudeste de Córdoba, sur de Santa Fe y la

porción nordeste de la provincia de La Pampa (Burkart et al. 1999; Matteucci, 2012). Como el ecosistema de pastizales más importante de Argentina, su extensión completa consiste en aproximadamente 398.966 km^2 (Matteucci 2012).

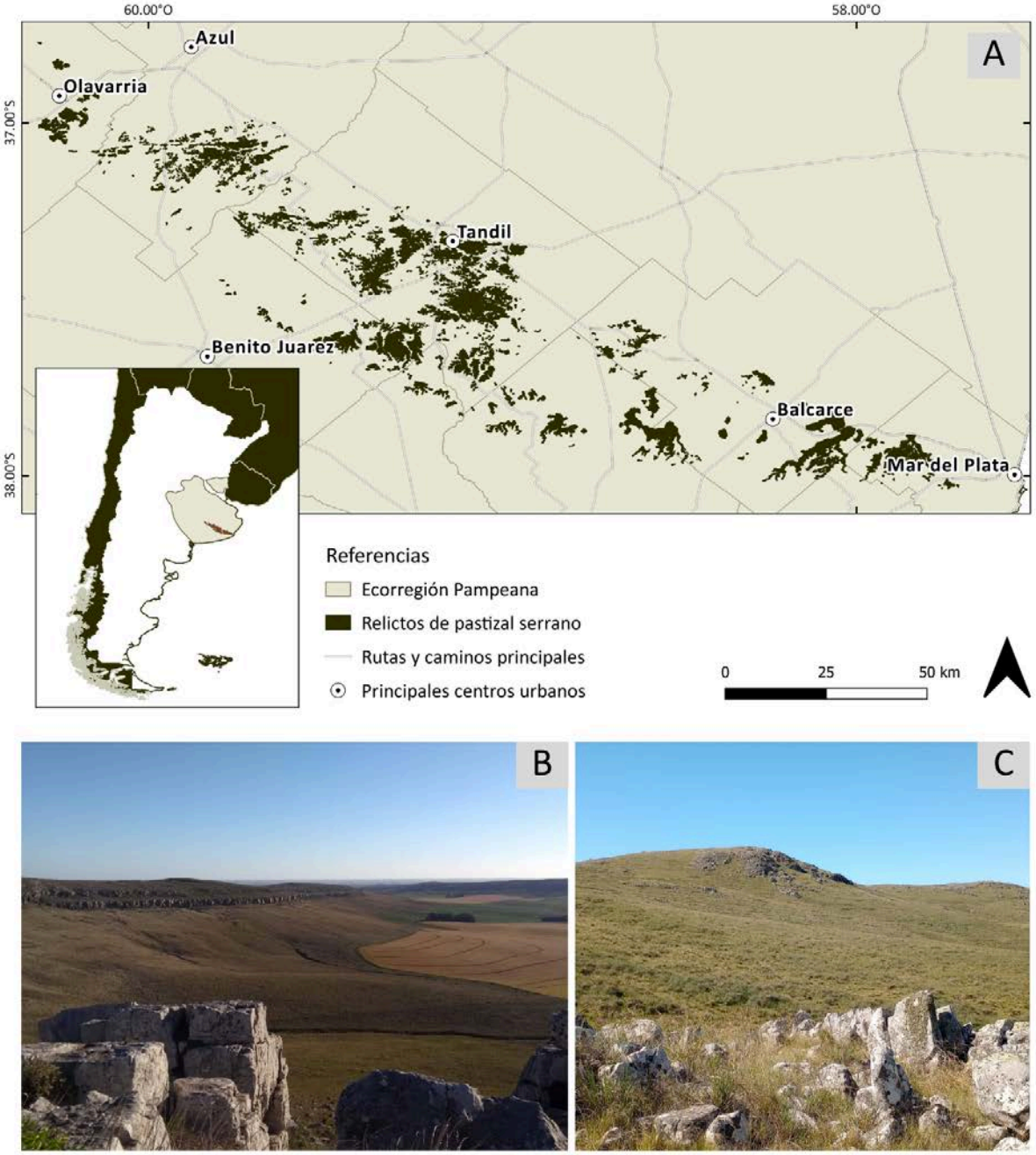


Figura 1.1. (A). Localización del área de estudio, remanentes de pastizal serrano (verde oscuro), principales centros urbanos de la región, y rutas y caminos principales. (B) Paisajes típicos del sistema serrano, donde se observa zona de valles interserranos ocupados por campos agrícolas , y (C) zona serrana con vegetación típica y afloramientos rocosos.

Los pastizales templados se caracterizan generalmente por una limitada disponibilidad de agua, una vegetación constituida por un estrato herbáceo dominado por especies de pastos, pertenecientes a la familia de las Poáceas –gramíneas–, acompañados en ocasiones por vegetación leñosa (Sala & Paruelo, 1997). Estos ecosistemas proporcionan una amplia gama de servicios ambientales, entre ellos regulación del clima, a través de la captura de dióxido de carbono, la prevención de la erosión del suelo, y la función de reservorios de material genético clave para numerosas especies de plantas y animales fundamentales en la alimentación global. Además, proveen de insectos polinizadores y enemigos naturales de diversas plagas que afectan los cultivos (Bilenca & Miñarro, 2004, Gorosabel et al., 2020). Por otro lado, proporcionan una amplia gama de bienes y servicios que se desprenden de las actividades agrícolas y ganaderas que históricamente se han practicado en los pastizales (Bilenca & Miñarro, 2004).

En Argentina, los pastizales pampeanos han sido históricamente el eje del desarrollo agrícola, lo que provocó una profunda simplificación y homogeneización del paisaje, con la consiguiente desaparición o fragmentación de los pastizales naturales a lo largo de la ecorregión (McGarigal & McComb, 1995; Bilenca & Miñarro, 2004). En la provincia de Buenos Aires, estas extensas llanuras son interrumpidas en su porción más austral por los sistemas serranos de Tandilia y Ventania (Bilenca & Miñarro, 2004; Matteucci et al., 2012;). Estas sierras, junto con otras áreas donde las condiciones edáficas limitaron el avance de la agricultura, conservan remanentes de pastizales naturales que actúan como refugios para la fauna y representan sectores valiosos para la conservación de la biodiversidad en la ecorregión pampeana (Bilenca & Miñarro, 2004).

El sistema serrano de Tandilia

Este trabajo de tesis se llevó a cabo en los relictos de pastizal serrano asociados al sistema de Tandilia (Fig. 1.1.A). Este sistema serrano comprende una diagonal noroeste-sureste de 350 km de extensión, con un máximo de 50-60 km de ancho, que ocupa los partidos de Balcarce, Tandil, Lobería, General Pueyrredón, Olavarría, Azul, Necochea y Benito Juárez. La región se caracteriza por un clima templado subhúmedo a húmedo, con

una marcada estacionalidad en la temperatura y precipitaciones media anuales de 800 a 850 mm (Burgos y Vidal 1951; Valicenti et al. 2010; Falasca et al. 2000; Echeverría et al. 2017).

El sistema serrano de Tandilia se caracteriza por la presencia de remanentes de pastizal serrano asociados principalmente a cerros y cerrilladas que se elevan entre 50 y 500 m sobre la llanura pampeana (Cingolani, 2011), donde las características del suelo, como afloramientos rocosos y baja profundidad del sustrato han frenado el avance de la agricultura (Herrera et al., 2017; Herrera & Laterra, 2011) (Fig.1.1.B-C). Estos pastizal están compuestos por varias especies de valor forrajero que conforman pajonales y flechillares (*Paspalum, Festuca, Poa, Stipa* entre otros), especies de cardos (*Eryngium*), así como especies arbustivas (C*olletia paradoxa, Baccharis* spp) (Bilenca & Miñarro, 2004; Herrera et al., 2019; Valicenti et al., 2010). Por otro lado, la zona interserrana, se caracteriza por una matriz agrícola-ganadera, cubriendo el 71% de la superficie del sistema con cultivos de soja, maíz, girasol y cereales de invierno (Baeza et al., 2022; de Abelleyra, 2023). Como parte del paisaje serrano, también se observa un entramado de asentamientos humanos de distintas categorías (ciudades, pueblos, parajes), caminos rurales y principales (provinciales y nacionales, pavimentados) y forestaciones.

Objetivo de la Tesis

El objetivo general de esta tesis es caracterizar el ensamble de mamíferos carnívoros en el sistema de Tandilia, evaluando cómo las características del paisaje influyen en sus patrones de uso del espacio y actividad temporal dentro de los relictos de pastizal serrano, a fin de identificar áreas clave para la conservación de las especies. Para cumplir con ello, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1) Evaluar el estado de situación de las especies de mamíferos carnívoros en el sistema de Tandilia.

2) Evaluar si las características espaciales a escala de paisaje pueden explicar los patrones del uso del espacio en los relictos de pastizal serrano del Sistema de Tandilia.

3) Caracterizar y evaluar los patrones de actividad de las especies de carnívoros en los relictos de pastizal serrano del Sistema de Tandilia.

4) Identificar y mapear sitios y áreas prioritarias para conservar, promover o restaurar la conectividad en el sistema de Tandilia

Estructura de la Tesis

La tesis está organizada en seis capítulos. En el presente capítulo de Introducción se encuentra el marco teórico, la relevancia, y el área de estudio donde se llevó adelante el trabajo y los objetivos de la tesis. En el Capítulo 2 se describen las especies de estudio, el estado y situación de las misas en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia, detallando los métodos generales de colecta de datos. En los siguientes dos capítulos (3 y 4) se aborda la ecología espacial y temporal de las cinco especies de carnívoros en los relictos de pastizal serrano. En el Capítulo 3 se describen los patrones temporales de las especies, y se analiza la variación de frente a disturbios antrópicos, o la interacción entre especies. El Capítulo 4 aborda los patrones espaciales de las especies; analizando las características del hábitat, tanto a escala de paisaje en Tandilia, como del hábitat en el pastizal, que explican la ocupación y el uso de hábitat de las especies de carnívoros. Por último, en el Capítulo 5 se presenta un análisis de conectividad y diseño de corredores ecológicos para las cinco especies como alternativa de conservación, considerando las características propias del paisaje del sistema de Tandilia. Finalmente en el Capítulo 6 se resumen las principales conclusiones de la tesis y se proponen acciones y medidas de manejo que podrían promover o restaurar la conectividad en el sistema de Tandilia.

Capítulo 2 - Composición y estado de conservación de la comunidad de carnívoros en el Pastizal Serrano de Tandilia

Resumen

En el presente capítulo se aborda la composición y el estado de conservación de la comunidad de carnívoros en el sistema serrano de Tandilia, en un contexto de fuerte transformación del paisaje pampeano. La expansión agropecuaria, el reemplazo y la transformación de los ambientes naturales, condujo a cambios importantes en la diversidad y distribución de especies en la región. El objetivo de este capítulo fue evaluar la situación de las especies de carnívoros en la región, identificando su composición, abundancia relativa y la percepción social sobre ellas. El trabajo se llevó adelante en el sistema serrano de Tandilia, donde persisten relictos de pastizal serrano, considerados Áreas Valiosas de Pastizal. Para ello, se integraron múltiples fuentes de información: registros de museos, bases de datos, ciencia ciudadana, muestreos con cámaras trampa y encuestas a productores rurales. En total se registraron cinco especies de carnívoros: zorro gris pampeano, gato montés, zorrino común, hurón menor y puma, siendo el zorro la especie más abundante y ampliamente distribuida, lo que refleja su alta plasticidad ecológica. En contraste, el hurón menor y el puma mostraron baja abundancia y niveles de ocupación reducidos y se destaca la presencia confirmada del puma, especie que no había sido reportada previamente en la región. Las encuestas realizadas revelaron una percepción mayoritariamente negativa hacia los carnívoros, especialmente hacia el zorro y el puma, debido a su potencialidad de desencadenar eventos de depredación sobre el ganado. Las especies que persisten en el sistema de Tandilia son aquellas que han demostrado una mayor tolerancia a los ambientes modificados, pero siguen enfrentando amenazas vinculadas al conflicto con las actividades productivas, lo que resalta la necesidad de incorporar la dimensión social en las estrategias de conservación.

Introducción

En Argentina, se han registrado alrededor de 414 especies de mamíferos, pertenecientes a 14 órdenes y 48 familias, de los cuales, los carnívoros terrestres representan aproximadamente el 7 % de la mastofauna (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, 2019). Dado sus grandes requerimientos espaciales, comprende uno de los grupos más expuestos a las perturbaciones ambientales y a la fragmentación del hábitat, así como a las amenazas que se desprenden de la interacción directa con el hombre (Gittleman, 1989; Ripple et al., 2014). En consecuencia a las amenazas locales, y según la categorización nacional, un tercio de las especies de carnívoros terrestres del país se encuentra bajo alguna categoría de amenaza (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, 2019).

En la ecorregión pampeana, la comunidad de carnívoros ha experimentado importantes cambios a lo largo del tiempo. Históricamente, la ecorregión albergó una diversidad de carnívoros, incluyendo depredadores de gran porte como el puma (*Puma concolor*), el yaguareté (*Panthera onca*) y el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*) (Medan et al., 2011). A su vez, la comunidad de carnívoros medianos incluía especies como el gato del pajonal (*Leopardus colocolo*), considerado raro en la actualidad, pero que habría sido abundante en la región (Pereira et al., 2002). Sin embargo, la expansión agrícola, la introducción del ganado y la proliferación de especies invasoras han generado profundas transformaciones en estas comunidades, provocando la extinción local de varias especies y la reducción significativa de otras poblaciones (Baldi y Paruelo, 2008; Bilenca et al., 2008; Medan et al., 2011).

El conflicto entre el hombre y los carnívoros ha aumentado a medida que las presiones demográficas, económicas y sociales han alterado sus hábitats o impulsado su explotación (Treves y Karanth, 2003). La depredación sobre el ganado, la competencia por recursos de caza, e incluso la seguridad de los pobladores, desencadenan generalmente la persecución de las especies conflictivas (Dickman et al., 2013), y en ocasiones las represalias se pueden exacerbar cuando el ganado afectado tiene un valor cultural o emocional, además

del económico (Sillero-Zubiri et al., 2004). Un aspecto fundamental en la dinámica del conflicto entre el hombre y los carnívoros es la forma en que se concibe a las especies y su rol en el ambiente (Llanos, Bosco, et al., 2016). La valoración social y la percepción pueden determinar orientaciones actitudinales favorables o desfavorables hacia las especies (Bertoni & López, 2010), siendo la segunda un posible motor de acciones perjudiciales para ellas (Ajzen & Madden, 1986).

Las listas de especies y su estado de conservación, así como la categorización de amenazas, son herramientas ampliamente utilizadas en conservación. Estas ofrecen una revisión y aproximación accesible de la complejidad que subyace en la estructura, diversidad y amenazas de las poblaciones a escala global o regional facilitando su comprensión tanto para los tomadores de decisiones, como para la comunidad en general (Possingham et al., 2002; Vié et al., 2009). Sin embargo, varios autores han argumentado que el uso de estas listas tiene limitaciones, y no deben ser utilizadas de manera exclusiva para la asignación de recursos, la selección de áreas protegidas, o como indicadores de cambios en la biodiversidad (Possingham et al., 2002). A una escala menor, y más local, estas listas pueden perder información de la situación poblacional de las especies, así como las amenazas que estas tienen. Si bien, son un recurso útil, se necesitan herramientas adicionales y criterios más amplios para abordar eficazmente estos problemas de conservación.

En el sistema serrano de Tandilia, el conocimiento sobre la situación de los carnívoros es aún limitado, y son escasas las publicaciones que han abordado específicamente el estudio de estas especies en la región. Las particularidades del paisaje, caracterizado por un mosaico de parches de pastizal inmersos en una matriz productiva, junto con el desarrollo de actividades agropecuarias y forestales, configuran un escenario complejo para la conservación de este grupo de especies. Considerando el rol ecológico clave que los carnívoros desempeñan en los ecosistemas, resulta fundamental comprender su situación en la región. Este conocimiento es indispensable para realizar diagnósticos precisos que orienten acciones de manejo y conservación en paisajes productivos de Tandilia. En este contexto, el presente capítulo propone:

Objetivo general

Evaluar el estado de situación de los carnívoros en el sistema de Tandilia.

Objetivos específicos

1. Establecer y caracterizar la composición de la comunidad de carnívoros que habitan el sistema de Tandilia.

2. Estimar la abundancia relativa de cada una de las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia

3. Evaluar la percepción que los pobladores rurales sobre las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia

Metodología

Para evaluar la situación de las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia se compiló la información disponible entre los años 2019 y 2022 en distintas fuentes que incluyen: material de colecciones de museo, proyectos de ciencia ciudadana, muestreos propios con cámaras trampa, observaciones personales, revisión bibliográfica y encuestas. A partir de ello, se generó una base de datos de los registros disponibles para el área de estudio de las especies. Además se realizaron encuestas para obtener información sobre cómo se perciben a las especies en la región. A continuación se detalla la metodología empleada en cada caso para la obtención de los datos.

Recolección de datos

Bases de datos y colecciones de museo

Para la búsqueda de registros en bases de datos de museos, se inició con un primer filtro por grupo (mamíferos) y por región (provincia de Buenos Aires). Una vez obtenidos

estos datos se procedió a realizar otro filtro para el área del sistema de Tandilia (delimitada por los partidos de Olavarría, Azul, Benito Juárez, Tandil, Balcarce y General Pueyrredón) y para los carnívoros.

Se realizó una primera búsqueda en la base de datos de la colección del Museo de La Plata y se visitó dicha colección para examinar aquellos especímenes (N = 44) cuya información no estaba cargada o disponible en la base de datos. También se incluyeron especímenes dentro de la región de las Sierras de Tandilia que estaban depositados en otras colecciones de museos (Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia de Argentina, MACN; el Museo de la Universidad Estatal de Michigan, MSU; la Base de Datos de Paleobiología, PBDB; el Museo de la Universidad Tecnológica de Texas, TTU; y el Museo de Zoología de Vertebrados, MVZ), reportados en Global Biodiversity Information Facility (GBIF, www.gbif.org/).

Para definir el rango de búsqueda se aplicó un filtro geográfico centrado en la región del sistema serrano de Tandilia. A continuación se compiló una lista con todos los registros de especies de mamíferos (https://doi.org/10.15468/dl.48ffnu) depositados en los museos, excluyendo aquellos registros que correspondían a fósiles. Una vez obtenida esta lista, la misma fue procesada, eliminando los registros duplicados e inválidos, seleccionando finalmente los registros de especies de carnívoros.

Proyectos de ciencia ciudadana

Se buscaron registros en tres proyectos de ciencia ciudadana: 1) la base de datos en línea iNaturalist (www.inaturalist.org), donde se aplicó un filtro por área de búsqueda y solo fueron seleccionados aquellos registros cuya categoría de validación del dato fuera grado de investigación; 2) la base de datos EcoRegistros (www.ecoregistros.org), donde se aplicó un filtro para la provincia de Buenos Aires empleando la herramienta de mapas disponible en la web, y se seleccionaron todos los registros con fotografía de carnívoros que se registraron para el área de las Sierras de Tandilia; y por último 3) la Red Argentina de Monitoreo de Fauna Atropellada (fauna-atropellada.org.ar), donde se seleccionaron todos los registros de carnívoros para las Sierras de Tandilia.

Bibliografía consultada

Para la compilación de registros a partir de la literatura, se revisó la siguiente bibliografía: Velasco et al. (2013), Chimento y De Lucca (2014), Isacch et al. (2016), De Lucca y Chimento (2020), Scioscia et al. (2022), Gorosabel et al. (2023)

Encuestas a pobladores rurales

Para evaluar la percepción de la población rural sobre los carnívoros, se elaboró un cuestionario estructurado con preguntas cerradas (Apéndice 1.A). Inicialmente se realizó una prueba piloto con productores y pobladores rurales con los que ya se había trabajando previamente, con el fin de ajustar la claridad de las preguntas, estimar el tiempo requerido para responderlas y testear las categorías de respuestas ofrecidas. En función de las primeras respuestas y observaciones se terminó de definir el cuestionario final, que constó de dos secciones: una primera parte destinada a recabar información sobre el encuestado y su relación con el establecimiento, y una segunda sección centrada en la percepción de los carnívoros y los eventos de depredación ocurridos en el establecimiento.

La encuesta se realizó de forma presencial, en formato papel, siendo leída y completada por el encuestador. También se utilizó material fotográfico de las especies de carnívoros sobre las que se estaba indagando a fin de corroborar si los conocían y garantizar que se estuviese usando el mismo nombre común para referirnos a ellos.

Se aplicó un muestreo no probabilístico por conveniencia. Se decidió trabajar de esta manera dado las dificultades (como conseguir los contactos de las personas que residían en las propiedades) para acceder a los establecimientos y su información. Para ello se inició con un recorrido de campos o propiedades donde ya se llevaban adelante tareas de monitoreo con cámaras trampa. Por otro lado, también se recorrieron caminos rurales del área de estudio, ingresando a aquellas propiedades rurales que se encontraban con las tranqueras abiertas, donde se procedió a encuestar a las personas dispuestas a participar y que pudieran brindar la información requerida en el formulario.

Muestreo con cámaras trampa

Los datos de cámaras trampa incluyeron registros entre septiembre de 2016 y mayo de 2022 provenientes de muestreos obtenidos en el marco del proyecto de esta tesis y un proyecto de monitoreo de vertebrados asociados a remanentes de pastizales serranos. Las estaciones de fototrampeo se instalaron sobre remanentes de pastizal, o en bordes de cultivos o caminos próximos al parche, tratando de mantener una distancia mínima de 250 m entre estaciones simultáneas (Fig. 2.1). Cada estación de fototrampeo estuvo equipada con una única cámara trampa 5210A LTL-Acorn (LTL-Acorn®) y P8B20 Nano 8 (WildGame Innovations®). Teniendo en cuenta la accesibilidad de los remanentes, se trató de cubrir distintos microhábitats del sitio (como arbustales, bajos, roquedales, pajonales o bordes de caminos o de cultivos) y en función de las características del mismo, las cámaras se sujetaron a estacas de hierro, arbustos, árboles o postes de alambrado, a una altura de entre 0,3 y 0,5 m sobre el suelo (Fig. 2.2). Las cámaras trampa se programaron para operar en modo continuo (24 h), tomando fotos y videos en cada evento de detección; las cámaras se configuraron con un tiempo de latencia mínimo de un minuto entre detecciones. Durante el periodo de muestreo, las estaciones de fototrampeo se visitaron a los diez días para corroborar el funcionamiento correcto de las cámaras, realizar el cambio de tarjetas de memorias y/o de baterías, de ser necesario. De los registros obtenidos, se consideró como eventos independientes a las detección de más de un individuo de la misma especie capturado en un período mayor a 30 minutos en una sola cámara (Kelly y Holub 2008; Lombardi et al. 2022).

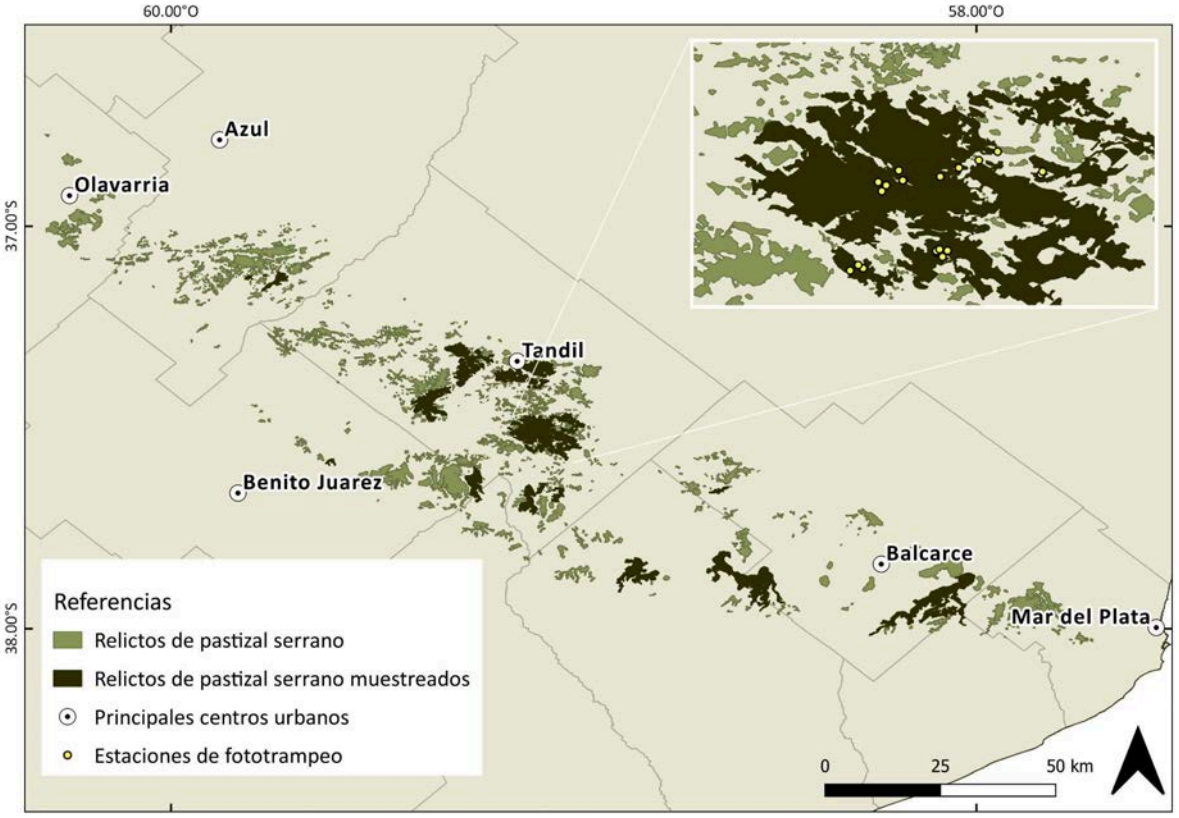


Figura 2.1. Se representa en el área de estudio, los parches de pastizal serrano que se visitaron durante el muestreo con cámaras trampa (verde oscuro). En recuadro superior, detalle de la disposición de las estaciones de muestreo en uno de los parches.

Figura 2.2. Instalación de estaciones de fototrampeo. A) Instalación de cámaras en pastizal con estacas de hierro; B) instalación de caras en arbusto y estaca de hierro.

Análisis de datos

A partir de los registros se construyó el listado de especies de carnívoros presentes en el sistema de Tandilia, y se incluyó el estado de conservación siguiendo la categorización global de la Lista Roja de Especies Amenazadas (UICN, 2024) y la Lista Roja de los mamíferos de Argentina (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, 2019).

Para evaluar la abundancia de cada especie, se calculó un índice de abundancia relativa (RAI, por sus siglas en inglés), a partir del número de eventos independientes para cada especie (es decir, capturas) dividido el esfuerzo de muestreo (es decir, días que las cámaras estuvieron activas) multiplicado por 100 (Mandujano Rodriguez y Pérez-Solano, 2019). Debido a que por la forma en que se calcula el RAI, se pierde información relevante relacionada con la distribución espacial de las especies, se utilizó el estadístico alternativo, ocupación "naive", que contempla la distribución de las detecciones. Este índice se obtuvo dividiendo el número de estaciones de muestreo donde se detectó la especie por el número total de estaciones.

Para estimar el RAI y la ocupación naive, se trabajó solo con los datos obtenidos a campo mediante los muestreos con cámaras trampa, y todos los análisis se realizaron empleando el programa R (R Core Team, 2022).

Resultados y discusión

A partir de las distintas fuentes consultadas se obtuvo un total de 2387 registros de las especies de carnívoros para Tandilia. Como resultado de la primera búsqueda realizada en las bases de datos (Mamíferos/provincia de Buenos Aires), se obtuvo un listado de 75 especies de mamíferos nativos (sin contar especies marinas), de los cuales 10 especies corresponden a carnívoros, y cinco de ellas se registran en el sistema de Tandilia (Tabla 2.1). Representando el 50% de los carnívoros reportados para el pastizal pampeano, los resultados de este capítulo describen su abundancia relativa para el sistema de Tandilia, y ofrece una primera aproximación a su percepción por parte de la población rural.

Todas las especies fueron reportadas por todas las fuentes de información consultadas, incluso especies difíciles de observar, como el puma. La mayoría de los registros

se obtuvieron a partir de los muestreos con cámaras trampa (Ct) (2182), mientras que los proyectos de ciencia ciudadana (Cc) aportaron un total de 135 registros, 50 de colecciones de museos y 10 registros fueron observaciones ocasionales (O) (Fig. 2.3). El estudio con cámaras trampa permitió muestrear un total de 30 remanentes de pastizal serrano (246 estaciones de fototrampeo), cubriendo una superficie de 41.730 ha de pastizal, representando el 34,5 % de la superficie total de los remanentes (Fig. 2.1). El esfuerzo total de muestreo fue de 5345 días-trampa, y el esfuerzo de muestreo promedio de las estaciones de fototrampeo fue de 21,73 días (±12,47 días). Si bien las cámaras trampa son una herramienta útil y ampliamente utilizadas para la detección de especies (O´Connell et al., 2011; Trofino-Falasco et al., 2023), los proyectos de ciencia ciudadana y las bases de datos biológicos han demostrado ser una fuente de información importante y fiable de registros, convirtiéndose en una potente herramienta para recoger datos de biodiversidad a grandes escalas geográficas y temporales (Allen y Cooper 2006). Herramientas como GBIF, que integran datos de proyectos de investigación, colecciones biológicas y ciencia ciudadana, se han convertido en una fuente fundamental para numerosos estudios a gran escala, permitiendo abordar preguntas científicas que serían imposibles de responder únicamente con datos de campo (González-Saucedo et al., 2021; McKinley et al., 2017; Rowley et al., 2019;). Sin embargo, estos datos cuentan con limitantes relacionadas a los sesgos taxonómicos, espaciales y temporales que tienen sus datos (Huang et al., 2020; Tang et al., 2021). Si bien, como ya se mencionó, por lo general los proyectos de ciencia ciudadana como EcoRegistros o Fauna Atropellada, suelen concentrarse en sitios de fácil acceso para los usuarios de las plataformas y la frecuencia de registros que se observa en estas fuentes de datos está sujeta a los usuarios y la tolerancia de las especies a la presencia humana.

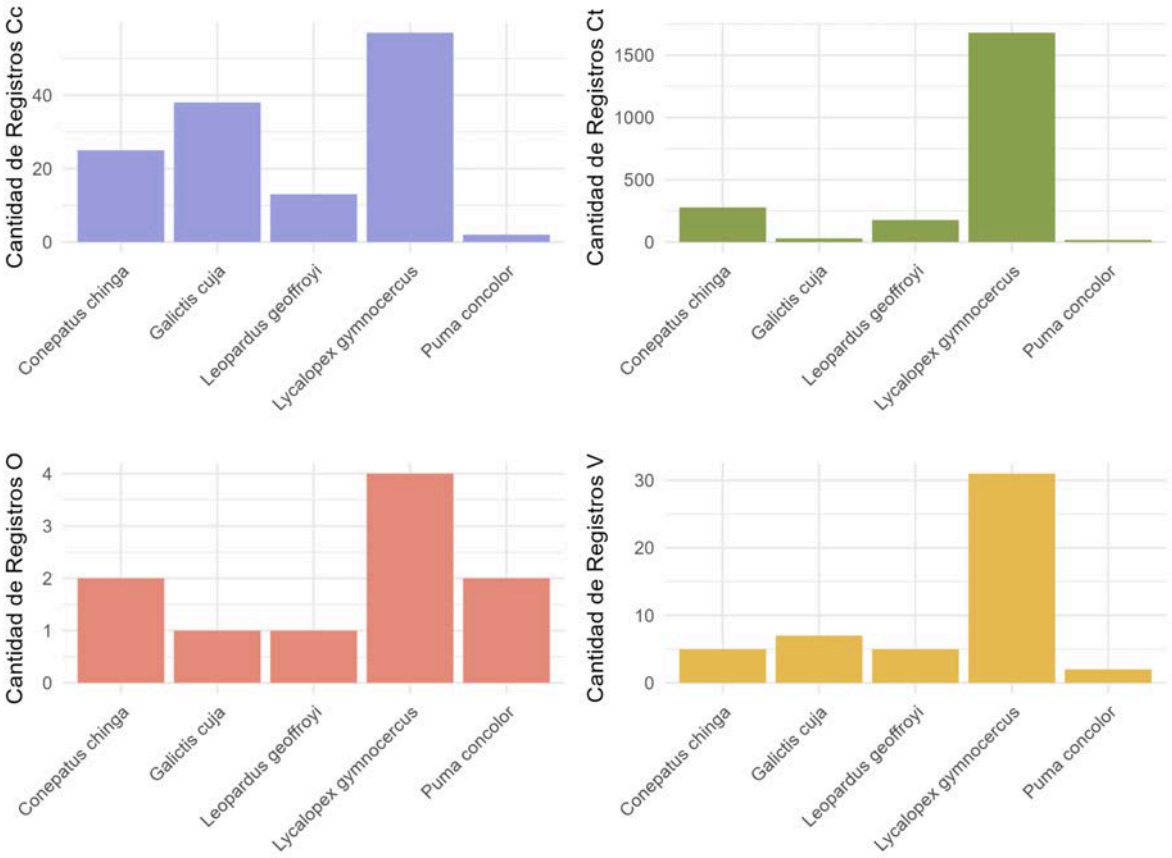


Figura 2.3. Comparación de los registros obtenidos para cada especie para el sistema de Tandilia, a partir de las distintas fuentes consultadas: Ciencia ciudadana (Cc), Cámaras trampa (Ct), Observaciones (O) y vouchers en colecciones de museos (V)

Tabla 2.1. Total de eventos obtenidos obtenidos con las cámaras trampa, ocupación *naive* y valor de RAI, estimados para cada especie.

Especie	Detecciones	Ocupación "naive"	RAI
Lycalopex gymnocercus	1681	0.76	31.44
Leopardus geoffroyi	177	0.30	3.31
Conepatus chinga	278	0.33	5.2
Galictis cuja	29	0.06	0.54
Puma concolor	17	0.07	0.31

Por otro lado, como resultado de la búsqueda en las bases de datos y colecciones de museos, obtuvimos registros para dos especies de carnívoros cuya distribución actual no incluye el sistema de Tandilia. Uno de ellos fue un ejemplar de Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi)*, colectado en Tandil en 1924 (MACN-Ma 32.199) el cual podría ser un

registro accidental, mientras que el otro registro corresponde a un ejemplar de ocelote (*Leopardus pardalis*) colectado en Balcarce (MACN-Ma 15824), el cual podría estar relacionado con el comercio ilegal de mascotas (Aranguren et al., 2023). Teniendo en cuenta las fuentes consultadas, se describe a continuación las especies confirmadas para el sistema de Tandilia, considerando su historia de vida, y la información recabada en este capítulo.

Lycalopex gymnocercus (zorro gris pampeano)

El zorro gris pampeano (Fig. 2.4) fue la especie con mayor número de registros en el sistema serrano de Tandilia, representando el 74 % del total de los registros obtenidos. Entre todas las fuentes consultadas, se destacó como la especie más frecuentemente registrada. A su vez, es la especie más abundante (RAI=35.4) y con la mayor ocupación *naive* del sistema de Tandilia (Tabla 2.1). Estos valores altos de abundancia relativa estimados para la especie en la región, coinciden con lo reportado en otras zonas del país (Caruso et al. 2015, Gorosabel et al., 2023; Luengos Vidal et al., 2019). El zorro gris pampeano, es una especie que se encuentra ampliamente distribuida en el territorio argentino, siendo una especie común a lo largo de su rango de distribución (Luengos et al., 2019). Esta amplia presencia en diversos hábitats está directamente relacionada con su alta plasticidad ecológica y su tolerancia a los disturbios antrópicos (García & Kittlein, 2005; Lucherini & Luengos Vidal, 2008), lo cual la convierte en una especie común y fácil de observar, lo cual explicaría que sea la especie más reportada por los proyectos de ciencia ciudadana (Fig.2.3, Tabla 2.2). Dada su alta plasticidad, sus hábitos alimenticios y su alta tasa de reproducción, los ambientes altamente antropizados favorecen su adaptación (Berger, 2007). El zorro gris pampeano habita una gran diversidad de ambientes, incluyendo agroecosistemas fuertemente transformados, donde ha logrado adaptar su dieta en función de la disponibilidad de recursos, depredando desde insectos hasta pequeños vertebrados, e incluyendo especies exóticas introducidas (García & Kittlein, 2005). Además, como es una especie oportunista, es capaz de explotar otros recursos como la carroña y los residuos humanos en zonas urbanizadas (Bateman & Fleming, 2012; Farias & Kittlein, 2008; Gorosábel et al., 2023; Luengos Vidal et al., 2012). Esta notable capacidad de adaptación a ambientes transformados, si bien favorece su persistencia, también lo posiciona como una

de las especies más conflictivas en sistemas productivos. Su presencia frecuente en áreas rurales y su comportamiento oportunista han derivado históricamente en conflictos con la actividad ganadera y la caza con fines peleteros (Lucherini y Luengos Vidal, 2008). En las encuestas realizadas en el sistema de Tandilia, los productores lo señalaron como una de las especies más perjudiciales para la ganadería (Fig. 2.9), percepción que coincide con estudios previos donde se lo identifica como responsable de ataques a ganado ovino y aves de corral (Caruso et al., 2017; Lucherini & Merino, 2008). La combinación de su abundancia, su versatilidad para explotar recursos antrópicos y su potencial predatorio sobre animales domésticos refuerzan su papel como una de las especies más conflictivas en el sistema de Tandilia.

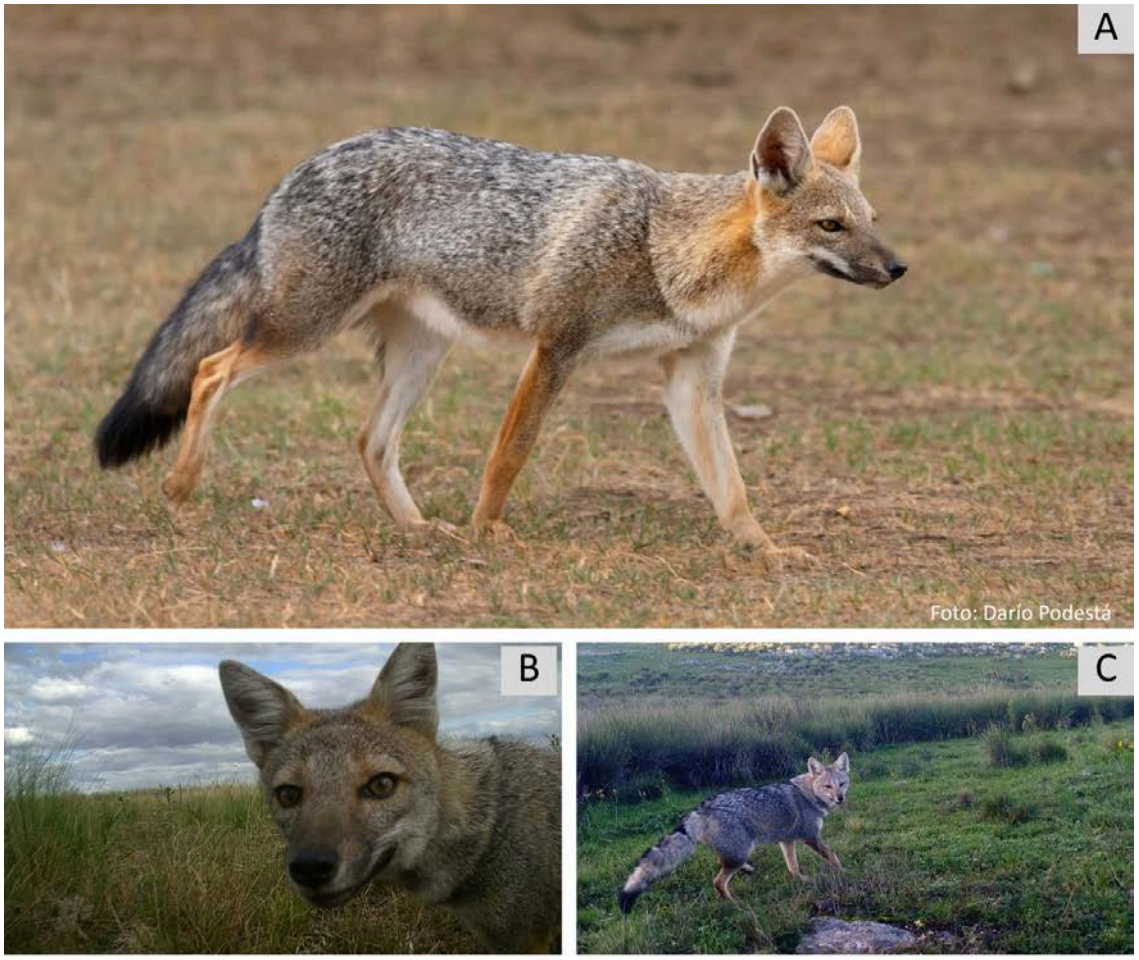


Figura 2.4. Fotografía de zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) (A). Capturas de la especie realizadas con cámaras trampa (B y C)

Conepatus chinga (zorrino común)

El zorrino (Fig. 2.5) fue la segunda especie en cantidad de registros obtenidos (Tabla 2.2), y las principales fuentes fueron los muestreos de cámara trampa y los proyectos de ciencia ciudadana (Fig 2.3, Tabla 2.2), lo cual puede relacionarse con la frecuencia con la que esta especie es observada en los agroecosistemas (Caruso et al., 2017), y los valores de abundancia relativa obtenidos para el área de estudio. El zorrino común posee una amplia distribución que abarca desde el sur de Perú hasta el centro de Chile y Argentina, ocupando una variedad de hábitats abiertos y arbustivos (Redford y Eisenberg, 1992; Schiaffini, 2014). En Argentina, la especie se encuentra presente en diversos ambientes desde regiones frías y secas hasta zonas cálidas y lluviosas (Schiaffini, 2014). Su dieta generalista se basa principalmente en insectos, aunque también incluye pequeños vertebrados y carroña, lo que le otorga una gran plasticidad trófica (Castillo et al., 2015; Donadio et al., 2001). Esta flexibilidad, junto a su capacidad de tolerar cierto grado de modificación antrópica, permite su persistencia en paisajes productivos. Sin embargo, la conservación de los pastizales naturales resulta clave para mantener sus poblaciones estables en la región pampeana, donde la especie muestra una preferencia por ambientes con alta disponibilidad de recursos tróficos (Caruso et al., 2016; Castillo, 2010). Finalmente, si bien el zorrino común está categorizado como de "Preocupación Menor" en la Lista Roja de los Mamíferos de Argentina, las tendencias poblacionales advierten un posible declive de sus poblaciones (Emmons et al., 2016; Castillo y Schiaffini, 2019). Esto resalta la necesidad de considerar la conservación de su hábitat en estrategias de manejo, especialmente en agroecosistemas donde las transformaciones del paisaje podrían impactar negativamente sobre sus poblaciones a largo plazo.

Figura 2.5. Fotografía de zorrino común (*Conepatus chinga*) (A). Capturas de la especie realizadas con cámaras trampa (B y C).

Galictis cuja (hurón menor)

El hurón menor (Fig.2.6) fue una de las especies con menor número de registros en el sistema serrano de Tandilia y presentó el valor de ocupación *naive* más bajo (Tabla 2.1). Si bien los resultados presentados en esta tesis constituyen una primera aproximación a la composición y abundancia de carnívoros en el sistema de Tandilia, en el caso del hurón menor deben interpretarse con cautela. Debido a sus hábitos de movimiento y a su afinidad por hábitats específicos, particularmente aquellos asociados a cuerpos de agua (Redford y Eisenberg, 1992), la detección de esta especie depende en gran medida de la ubicación de las cámaras trampa. En este sentido, las metodologías utilizadas en el estudio no serían las más adecuadas para estimar con precisión su abundancia relativa. De todos modos, se

reportan los resultados obtenidos como una aproximación preliminar que puede orientar futuros estudios.

A diferencia de otras especies, una proporción importante de sus registros provino de proyectos de ciencia ciudadana, lo que podría estar relacionado con sus hábitos diurnos y su mayor detectabilidad por parte de las personas (Fig. 2.3, Tabla 2.2). El hurón es un mustélido Neotropical poco conocido, cuya distribución abarca desde el sur de Perú hasta la provincia de Santa Cruz en Argentina, incluyendo Uruguay, Paraguay y el centro de Chile (Redford y Eisenberg, 1992; Aprile et al., 2019). Aunque la información sobre su ecología es escasa, se lo describe como un depredador activo que utiliza una gran variedad de hábitats con presencia de agua y buena cobertura vegetal, alimentándose principalmente de pequeños vertebrados como anfibios, reptiles, aves y mamíferos, además incluye en su dieta especies exóticas como lagomorfos (Redford y Eisenberg, 1992; Delibes et al., 2003). Diversos estudios señalan que su presencia se ve influenciada por la disponibilidad de presas (Delibes et al., 2003; Kraus y Rödel, 2004), pero también se encuentra negativamente afectado por procesos de urbanización y actividades agropecuarias, siendo las principales amenazas la pérdida de hábitat, los atropellamientos y los conflictos con el ser humano (Aprile et al., 2019; Cuyckens et al., 2016). En relación con este último punto, en el sistema de Tandilia el 37 % de los productores rurales encuestados identificó al hurón menor como una especie perjudicial, resultado que coincide con estudios previos en otras regiones productivas (Caruso et al., 2017). A pesar de estar categorizado como Preocupación Menor en la Lista Roja de los mamíferos de Argentina (Aprile et al., 2019), la escasa información sobre la especie en paisajes altamente transformados, como la región pampeana, evidencia la necesidad de profundizar en su estudio para comprender mejor el estado de sus poblaciones y las amenazas que enfrenta en estos sistemas productivos.

Figura 2.6. Fotografía de hurón menor (*Galictis cuja*) (A). Capturas de la especie realizadas con cámaras trampa (B y C).

Leopardus geoffroyi (gato montés)

Este felino resultó ser la tercera especie más abundante en el Sistema de Tandilia (Fig. 2.7), representando el 8 % del total de los registros de carnívoros obtenidos (Tabla 2.1, 2.2). La mayoría de las detecciones se lograron mediante cámaras trampa, lo cual es esperable dada la naturaleza elusiva de la especie en comparación con otros carnívoros presentes en la región. Como grupo, los félidos se caracterizan por su dieta hipercarnívora, siendo carnívoros estrictos con baja flexibilidad trófica, lo que los hace dependientes de la disponibilidad y abundancia de presas, lo cual se asocia a mayores requerimientos de hábitat y sensibilidad a la pérdida de ambientes naturales (Cruz et al., 2022; Bisceglia et al., 2008; Pereira, 2010; Manfredi et al., 2012). Sin embargo, el gato montés ha demostrado cierta plasticidad ecológica, ocupando una diversidad de hábitats a lo largo de su

distribución en Argentina, incluyendo agroecosistemas, donde ha mostrado cierta preferencia por zonas de forestaciones exóticas que utiliza como refugio (Manfredi et al., 2012; Pereira et al., 2019; Caruso, 2015; Cuyckens et al., 2015; Pereira y Novaro, 2014). Esta capacidad de adaptación, no obstante, lo expone a un mayor grado de interacción y potencial conflicto con las actividades productivas, especialmente en paisajes dominados por el hombre, como el sistema de Tandilia. En este contexto, un 30 % de los productores encuestados percibe al gato montés como una especie perjudicial para las actividades productivas de un campo, principalmente por su posible impacto sobre animales domésticos (Fig. 2.9). Si bien, actualmente la especie se encuentra categorizada como Preocupación Menor (Pereira et al., 2019), este estatus no garantiza la ausencia de riesgos, especialmente en regiones donde la expansión agropecuaria y los cambios en el uso del suelo limitan la disponibilidad de hábitat adecuado y aumentan los escenarios de conflicto con las poblaciones humanas.

Figura 2.7. Fotografía de gato montés (*Leopardus geoffroyi*) (A). Capturas de la especie realizadas con cámaras trampa (B y C).

Puma concolor (puma)

Esta especie (Fig.2.8) representó el menor número de registros obtenidos, de los cuales la mayoría se obtuvo mediante los muestreos con cámaras trampa (Tabla 2.2.). El puma es un depredador tope de hábitos generalistas, con una amplia distribución a lo largo de América, ocupando una gran diversidad de ecosistemas, que van desde bosques de coníferas y selvas hasta praderas, estepas y zonas montañosas (Wilson y Mittermeier, 2009). Varios autores coinciden en que este depredador tiene fuertes efectos como regulador de la estructura y composición de las comunidades, a través la facilitación de recursos, las cascadas tróficas, la selección de sitios heterogéneos y las interacciones con múltiples componentes del ecosistema (LaBarge et al. 2022; Zanón Martínez et al., 2022; Donadio et al., 2022). Su gran versatilidad lo convierte en un depredador oportunista, lo que favorece su

presencia en áreas con disponibilidad de presas de tamaño mediano a grande, incluyendo ocasionalmente ganado doméstico, aunque también puede alimentarse de pequeños roedores (Iriarte et al., 1990; Guerisoli et al., 2021; Zanón Martínez et al., 2016). En Argentina, su distribución y abundancia tuvo fluctuaciones que dependieron exclusivamente del uso del suelo y de las políticas de manejo de la especie, en particular la persecución directa por depredar sobre el ganado doméstico, la modificación y destrucción de sus hábitats y la disminución de sus presas (De Angelo et al. 2019). En la ecorregión Pampeana la caza intensiva, sumada a la profunda transformación del ecosistema, resultó en la extinción local del puma durante el siglo XX (Chimento & De Lucca, 2014; Medan et al., 2011). Si bien los grandes carnívoros suelen ser difíciles de detectar y ocurren en densidades bajas (Ripple et al., 2014), lo cual coincide con nuestros valores de registros y abundancia relativa (Tabla 2.1, 2.2), el aumento de registros de la especie en las últimas décadas parecería indicar una posible recolonización de la región (De Lucca & Chimento, 2020). En Velasco et al. (2013), no había registros precisos que dieran cuenta de la presencia de la especie para el sistema de Tandilia, gracias al trabajo de campo realizado, y los datos obtenidos mediante las cámaras trampa, junto con los aportes de los registros de ciencia ciudadana y las encuestas realizadas se termina de confirmar la presencia de la especie en el Sistema de Tandilia (Aranguren, 2023). Si bien la especie está categorizada como de “Preocupación menor” y sus poblaciones se han recuperado en varias regiones del país (De Angelo et al., 2019), en el sistema de Tandilia sigue siendo objeto de persecución directa, ya que es considerada perjudicial para la actividad ganadera (Fig. 2.9). Por ello, resulta indispensable comprender cuál es su situación actual en esta región.

Figura 2.8. Fotografía de puma (*Puma concolor*) (A). Capturas de la especie realizadas con cámaras trampa (B y C).

Tabla 2.2. Especies de carnívoros registradas en el sistema de Tandilia, su nombre común y estado de conservación a nivel mundial (UICN) y nacional SAREM). Número de registros para cada tipo de fuente: V: Vouchers en colecciones de museos; Cc: registros de proyectos de ciencia ciudadana; O: Observaciones ocasionales; Ct: Registro de cámaras trampa; B: Bibliografía. Estado de conservación: PM (Preocupación menor)

	Nombre común	Categorización IUCN | SAREM	B	Cc	Ct	O	V	%
Order Carnivora								
Canidae								
Lycalopex gymnocercus	Zorro gris pampeano	Least Concern | PM	2	57	1681	4	31	74,36
Felidae								
Leopardus geoffroyi	Gato montés	Least Concern| PM	2	13	177	1	5	8,29
Puma concolor	Puma	Least Concern| PM	2	2	17	2	2	1,05
Mephitidae								
Conepatus chinga	Zorrino	Least Concern| PM	2	25	278	2	5	13,07
Mustelidae								
Galictis cuja	Hurón menor	Least Concern| PM	2	38	29	1	7	3,23

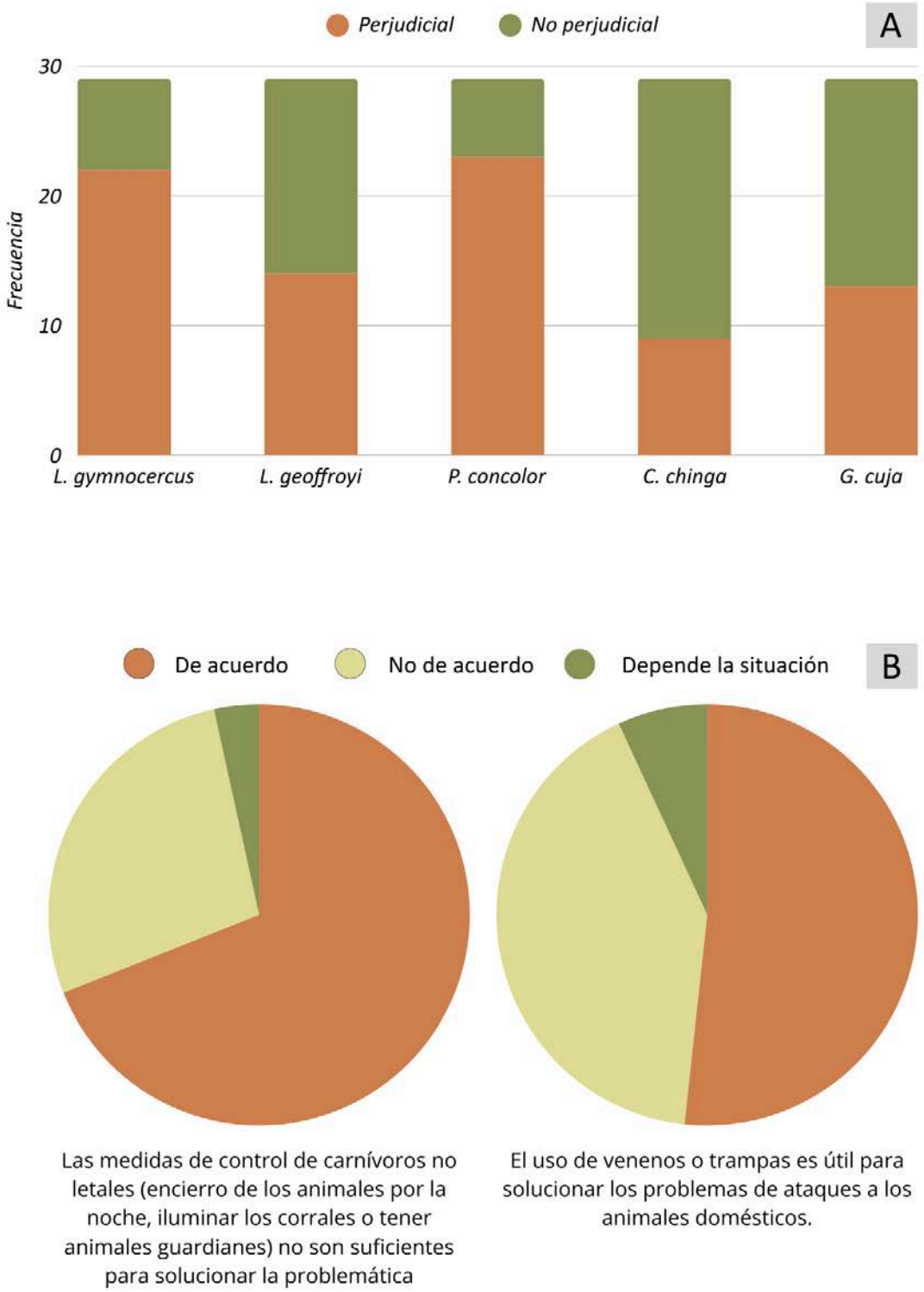


Figura 2.9. Percepción de los encuestados hacia las especies de carnívoros, recopilada a través de las encuestas, donde: (A) Frecuencia de respuestas obtenidas a partir de la valoración de las especies, frente a las actividades productivas de un campo; (B) Nivel de concordancia de los encuestados, con las afirmaciones presentadas.

Si bien, la comunidad de carnívoros del sistema serrano de Tandilia fue, en el pasado, más diversa que la observada actualmente, existen evidencias arqueológicas y relatos históricos que documentan la presencia de especies que hoy han desaparecido de la región, como el gato de pajonal (*Leopardus colocolo*) y el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*), cuya distribución actual ya no abarca el centro sur de la ecorregión pampeana (Quintana, 2004; Holmberg, 1884). Estas extinciones coinciden con el avance de la agricultura, la pérdida y fragmentación del hábitat natural, y la creciente presión de la caza, procesos que históricamente han afectado con mayor intensidad a las especies con mayores requerimientos ecológicos o mayor sensibilidad a las perturbaciones antrópicas (Bilenca et al., 2008).

A la pérdida y fragmentación de hábitat, en el caso de los carnívoros, el conflicto con el hombre se presenta como otra gran amenaza (Crooks, 2002; Treves y Karanth, 2003). En cuanto a las encuestas realizadas, se obtuvieron respuestas de 29 pobladores rurales vinculados a establecimientos productivos. El 72 % de los encuestados está de acuerdo con que la presencia de carnívoros en el establecimiento es un problema para las actividades productivas. Y como ya se mencionó, tanto el puma como el zorro fueron las especies más reportadas como perjudiciales para las actividades productivas del campo (16 y 15 respuestas, respectivamente), seguidas por el hurón y el gato montés (11 respuestas) (Fig. 2.9. A). Si bien, un porcentaje alto de encuestados percibe a las especies de carnívoros como perjudiciales, menos de la mitad reportó haber sufrido eventos de depredación (Fig 2.9). Ante esta problemática, los pobladores rurales coinciden que la resolución del problema empleando métodos de control letal, es lo más eficiente (Fig 2.9, B - C), lo cual suele ser la idea más aceptada entre ganaderos (Gáspero et al., 2018; Treves y Karanth, 2003). En este sentido, las acciones y la percepción social, no solo está influenciada por el impacto directo de los carnívoros en las actividades productivas, sino también por factores culturales y la representación social de las especies (Llanos, et al., 2016). Las expresiones u opiniones negativas que se reproducen en los relatos, tienden a reforzar las ideas negativas que ya existen en ciertos grupos sociales, lo que puede llevar a la construcción de creencias comunes en prejuicios (Llanos et al., 2016). Incorporar la dimensión social en el abordaje de

la conservación de los carnívoros resulta clave para comprender las dinámicas de coexistencia entre el hombre y las especies de carnívoros, sobre todo, cuando las alternativas de resolución de conflicto suelen ser la erradicación de las especies, una respuesta bastante frecuente en las encuestas realizada (Dickman et al., 2013).

Las especies de carnívoros que persisten en la región comparten características que favorecen su persistencia en paisajes transformados, como una alta plasticidad ecológica, flexibilidad trófica y una notable capacidad de adaptación a ambientes modificados. Es probable que la combinación de estas características, junto con la historia de transformaciones que ha atravesado la región, haya impulsado ajustes en los patrones de uso del espacio, en los hábitos tróficos o en los tiempos de actividad. Dichos ajustes podrían haber facilitado la explotación de recursos alternativos, lo que explicaría en parte su presencia actual en el sistema de Tandilia

Capítulo 3 - Actividad diaria de los carnívoros de Tandilia

Resumen

La partición temporal del nicho representa uno de los principales mecanismos de coexistencia en comunidades de carnívoros, especialmente en ambientes fragmentados y perturbados. Los estudios de los patrones de actividad diaria de las especies permiten entender cómo las especies distribuyen su actividad en el día, y cómo estos pueden verse alterados en función de las características ambientales o por la presencia de otras especies. Se plantearon como objetivos principales para este capítulo, describir los patrones de actividad diaria de las cinco especies de carnívoros, evaluar la existencia de segregación temporal y analizar el impacto de la presencia del puma (como depredador tope) y de disturbios antrópicos sobre estos patrones. Para ello, se utilizaron los datos de cámaras trampa, analizando la actividad mediante estadística circular y estimaciones de traslape de patrones diarios. Los resultados mostraron dos grupos bien diferenciados de especies: nocturnas (zorro gris pampeano, gato montés y zorrino) y diurnas (hurón menor). Por otro lado, los registros de puma sugieren que la especie presenta una actividad catemeral, con una leve preferencia por la actividad nocturna. Los resultados de este estudio indican que pequeños carnívoros, como el zorrino y el hurón menor, mostraron patrones de actividad distintos en comparación con los mesodepredadores y el puma. Estas especies, que podrían ser potencialmente depredadas por otros carnívoros del sistema, se segregan temporalmente, lo que facilita su coexistencia. Por otro lado, el zorro gris pampeano y el gato montés no mostraron indicios claros de segregación temporal ni entre ellos ni con el puma, lo que sugiere que los mecanismos de coexistencia en estas especies podrían estar más relacionados con diferencias dietarias o del uso del espacio. Se deduce de estos resultados, que la baja densidad y la reciente recolonización del puma en la región no

generan aún una presión suficiente sobre estas especies para modificar significativamente sus patrones de actividad.

Introducción

Los carnívoros simpátricos suelen compartir requisitos ecológicos similares, lo que implica que una o más dimensiones de su nicho ecológico tienden a superponerse (Barros et al., 2024; Donadio & Buskirk, 2006). Entre los componentes fundamentales del nicho ecológico se encuentran el tiempo de actividad, la dieta y el hábitat (Schoener, 1974). Cuando estas dimensiones se superponen entre especies, los mecanismos de partición de recursos permiten reducir la competencia y favorecer la coexistencia (Hutchinson 1957; Schoener 1974). La partición del nicho ecológico, particularmente en el eje temporal, es una estrategia clave en mamíferos para minimizar la competencia interespecífica y la depredación, promoviendo la coexistencia (Barros et al., 2024; Cong et al., 2024; Cordero et al., 2024; Vallejo-Vargas et al., 2022). Este tipo de segregación temporal también es crucial dentro de los gremios, ya que permite evitar conflictos interespecíficos y, en algunos casos, la depredación o el conflicto intergremial, que puede incluir interacciones agresivas entre especies (De Oliveira & Pereira, 2014; Kronfeld-Schor & Dayan, 2003).

Los estudios sobre patrones de actividad diaria permiten entender cómo las especies distribuyen su actividad en el día, y cómo estos pueden verse alterados en función de las características ambientales o por la presencia de otras especies (Albanesi et al., 2016; Finnegan et al., 2021; Gómez et al., 2005; Lucherini et al., 2009). Algunas especies de mamíferos modifican su actividad nocturna en función de las fases lunares, aumentando o disminuyendo la actividad dependiendo del grupo estudiado (Albanesi et al., 2016; Palmer et al., 2017; Prugh & Golden, 2014). En particular, durante las fases de mayor luminosidad, grupos que dependen de la agudeza visual para la detección de alimento y/o depredadores incrementan su actividad; mientras que otros tienden a reducirla (Prugh & Golden, 2014). Los depredadores incluso pueden modificar su actividad diaria para que coincida con los momentos de mayor actividad de las presas y así efectivizar el gasto energético de la búsqueda de alimento (Foster et al., 2013; Penteriani et al., 2013). Las modificaciones del

ambiente, la actividad humana, e incluso la presencia de otras especies modifican los patrones de actividad de los carnívoros (Cravino & Brazeiro, 2023; Green et al., 2022; Tigas et al., 2002).

Las interacciones directas entre las especies y sus efectos en cascada moldean la estructura de las comunidades animales, mientras que la diversidad de estas comunidades depende de la capacidad de las especies para coexistir (Chesson, 2000). En sistemas donde coexisten varias especies de depredadores, la segregación temporal puede permitir el acceso a los recursos sin necesidad de una exclusión espacial, lo que favorece la coexistencia. Entre los carnívoros, las interacciones interespecíficas, tanto directas como indirectas, son fuerzas impulsoras clave de la composición y estructura de las comunidades (Laundre et al., 2010; Palomares & Caro, 2017). Estas interacciones pueden ser alteradas por diversos factores, como las perturbaciones antrópicas.

La actividad humana en los ecosistemas terrestres genera un impacto significativo en las especies y sus interacciones (Gaynor et al., 2018; Tigas et al., 2002). En ecosistemas fragmentados, por ejemplo, los cambios en la disponibilidad de hábitat promueven una mayor actividad nocturna para evitar encuentros con humanos (Gaynor et al., 2018). Por otro lado, en sistemas donde predominan las plantaciones forestales, se ha documentado que, si bien a escala de paisaje no se observan cambios en los patrones en función del porcentaje de cobertura, los autores encontraron diferencias significativas en los patrones entre ambientes nativos y las forestaciones (Cravino & Brazeiro, 2023). También, se ha observado que las características de los ambientes urbanizados impactan en los patrones diarios de las especies, influyendo en las interacciones entre los depredadores y sus presas (Green et al., 2022).

Asimismo, la desaparición o reinserción de especies clave, como los depredadores tope, tiene un impacto significativo en la estructura y dinámica de las comunidades. Por ejemplo, la "liberación de mesodepredadores" ocurre cuando los depredadores tope desaparecen, lo que permite que depredadores de menor rango ocupen el espacio ecológico vacante, alterando las interacciones ecológicas (Ritchie & Johnson, 2009). En gran parte de la ecorregión pampeana, el puma (*Puma concolor*) fue considerado extinto durante muchos años, pero en la actualidad está recolonizando la región (De Lucca & Chimento, 2020). Este

proceso puede desencadenar cambios significativos en la dinámica y las interacciones entre las poblaciones de carnívoros y sus presas, redefiniendo la estructura de la comunidad.

Comprender los mecanismos que sustentan la coexistencia entre las especies de carnívoros, así como la dinámica de los mismos frente a diversos escenarios ambientales es esencial para diseñar estrategias de conservación que garanticen las condiciones adecuadas para el mantenimiento de las poblaciones. Es por este motivo, que en el presente capítulo se aborda el estudio de los patrones de actividad de los carnívoros de Tandilia.

Objetivo general

El objetivo general de este capítulo es describir los patrones de actividad diarios de las cinco especies de carnívoros que coexisten en los pastizales serranos del Sistema de Tandilia. Las características del área de estudio nos ofrecen la oportunidad de examinar la variación en la actividad de los carnívoros en un entorno con un alto grado de fragmentación y perturbación antrópica asociada a los centros urbanos.

Objetivos específicos

1. Describir los patrones de actividad diaria de las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia.
2. Evaluar si las especies de carnívoros exhiben segregación de nicho temporal como mecanismo de coexistencia en el Sistema serrano de Tandilia.
3. Evaluar si los centros urbanos y sus disturbios asociados afectan los patrones de actividad de las distintas especies.

<u>Hipótesis 1</u>

Teniendo en cuenta las posibles interacciones de competencia por interferencia (depredación intragremial o matanza interespecífica) que podrían darse entre las especies de carnívoros (De Oliveira & Pereira, 2014), se espera que las especies de mesocarnívoros (zorro gris pampeano, gato montés, zorrino, hurón menor) presenten algún tipo de segregación temporal del nicho, observando diferencias en sus patrones de actividad diaria. Es decir, se espera observar segregación entre zorro gris/zorrino, zorro gris/hurón menor, gato montés/zorrino, gato montés/hurón menor, gato montés/ zorro gris.

Hipótesis 2

En presencia de depredadores tope, las especies de mesodepredadores modifican su patrón de actividad en un intento de minimizar el riesgo de depredación intragremial, disminuyendo su actividad en los periodos de mayor actividad de la especie dominante (Hayward & Slotow, 2009; Lucherini et al., 2009). Se espera observar diferencias en los patrones de actividad de las especies subordinadas, que evidencien mecanismo de evitación.

Hipótesis 3

Las actividades antrópicas modifican el patrón de actividad diaria de las especies de carnívoros (Green et al., 2022; Tigas et al., 2002). Los patrones de actividad diaria de los carnívoros serán diferentes entre los sitios de muestreo próximos a zonas de disturbios antrópicos, y los sitios más alejados de estos.

Metodología

Recolección de datos

Se trabajó con los datos obtenidos con cámaras trampa en 246 sitios de muestreo (ver detalles en capítulo 2). A partir de estos se generó una base de datos con los eventos independientes. Se consideraron registros independientes a aquellos registros de una misma especie que ocurrieron con una diferencia de más de 30 minutos entre uno y otro. Se seleccionaron todos los registros para las cinco especies de carnívoros que se encontraron en el área: zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), gato montés *(Leopardus geoffroyi*), zorrino común (*Conepatus chinga*), hurón menor (*Galictis cuja*) y puma (*Puma concolor*).

Análisis de datos

Los patrones de actividad diaria de las especies se abordaron desde la estadística circular (Mandujano Rodriguez & Pérez-Solano, 2019). Para visualizar y analizar los patrones de actividad de las cinco especies (objetivo específico 1), se utilizaron los paquetes estadísticos "overlap" y "circular" en el software R versión 4.2.2 (Meredith & Ridout, 2017;

Lund et al. 2017; R Core Team, 2022). Estos paquetes permiten generar diagramas de rosa que ilustran la actividad de cada especie, y así poder realizar un primer análisis visual.

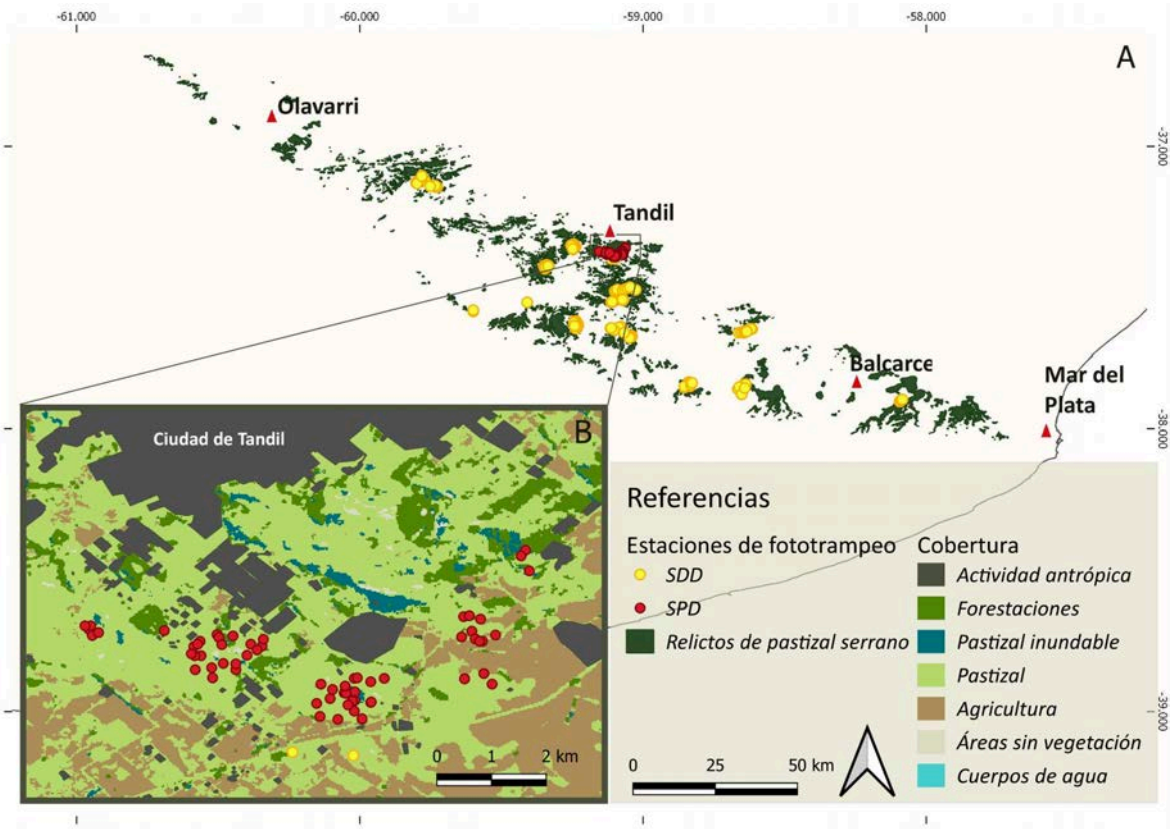


Figura 3.1 (A) Sitios de muestreo próximos a disturbios humanos (SPD, círculos rojos) y sitios distantes a disturbios humanos (SDD, círculos amarillos) en los relictos de pastizal serrano del sistema de Tandilia (modificado de Trofino Falasco et al. 2023). (B) Detalle de SPD y cobertura de suelo de la zona estudiada.

Dentro de la estadística circular, los datos pueden distribuirse de manera uniforme en torno a la circunferencia, o se pueden encontrar agrupados con mayor probabilidad en uno de sus arcos, presentando así una distribución von Mises (Mena, 2004). Estos agrupamientos de registros en determinados intervalos horarios (arcos de la circunferencia) se pueden interpretar como preferencias horarias o picos de actividad (Mandujano Rodriguez & Pérez-Solano, 2019).

La distribución de los datos se analizó empleando una prueba de Watson (Mena, 2004), la cual plantea como hipótesis nula (H0) que la distribución de los datos es al azar, y por lo tanto se distribuyen uniformemente; y como hipótesis alternativa (H1) que la distribución de los datos no es al azar, es decir que muestran direccionalidad. Para

caracterizar los patrones de actividad, se calcularon medidas de tendencia central, como la media, que brinda información como el pico de actividad, y medidas de concentración y dispersión, como la longitud del vector promedio (r) y el desvío angular (s). El valor de r indica cuán dispersos (0) o concentrados (1) están los datos en la circunferencia, cuando los datos tienen una distribución unimodal, es decir, si los registros están agrupados en un arco específico de la circunferencia (Mena, 2004).

Para determinar el tipo de actividad de las especies, se calculó el porcentaje de registros acumulados en los intervalos diurnos, nocturnos y crepusculares. Dado que la duración de las horas de luz solar varía según la estación del año, se definieron los intervalos horarios específicos basados en las horas promedio de salida y puesta del sol para la zona de Tandil/Azul, considerando cada estación. Los intervalos se establecieron de la siguiente manera: (a) Diurnos: verano, de 05:39 a 20:15 h; otoño, de 06:40 a 18:45 h; invierno, de 08:00 a 17:45 h; primavera, de 06:00 a 19:00 h. (b) Nocturnos: verano, de 21:15 a 04:39h; otoño, de 19:45 a 05:40 h; invierno, de 18:45 a 07:00 h; primavera, de 20:00 a 05:00 h. Los intervalos crepusculares abarcaron media hora antes y después de la salida o puesta del sol. Las horas de salida y puesta del sol se obtuvieron del Servicio de Hidrografía Naval Argentino (https://www.hidro.gov.ar/observatorio/sol.asp). Una vez definidos los intervalos, se calculó el porcentaje de registros de cada especie en cada uno de ellos. Finalmente, los patrones de actividad de las especies se clasificaron según el intervalo en el que se acumulaba al menos el 50 % de los registros en función de estos porcentajes.

Para poner a prueba las hipótesis planteadas, se construyeron los patrones de actividad empleando estimaciones de densidad de Kernel (Fix y Hodges, 1951; Rosenblatt, 1956) para los registros de cada especie y se calculó el coeficiente de traslape, el cual se obtiene como el área coincidente bajo las curvas de densidad entre la actividad de dos especies (Ridout & Linkie, 2009). El coeficiente de traslape es una medida no paramétrica que permite comparar distintos patrones horarios. Para obtener este valor, se trabaja con distintos estimadores (Dhat 1, 4 o 5), que se seleccionan en función del tamaño de la muestra más pequeña que se va a comparar: cuando el número de eventos fue menor a 50 (puma y hurón), se trabajó con Dhat 1, y cuando el número de eventos fue mayor a 75 (zorro gris pampeano, gato montés, zorrino), se trabajó con el estimador Dhat 4 (Mandujano

Rodriguez & Pérez-Solano, 2019). El valor del coeficiente de traslape varía entre 0 para aquellos patrones cuya actividad es completamente diferente, y 1 para aquellos con actividad igual (Mandujano Rodriguez & Pérez-Solano, 2019). A fin de detectar diferencias en la forma de la distribución de los patrones de actividad entre las especies, se realizó una prueba de Watson para dos muestras para todos los cruces de las especies (Mena, 2004).

Se calculó el intervalo de actividad, correspondiente al 95 % del intervalo donde el individuo se mantiene activo, y el intervalo de actividad núcleo, que concentra el 50 % de la actividad del individuo (Mandujano Rodriguez & Pérez-Solano, 2019). Ambos intervalos permiten identificar los picos de actividad para cada especie, y luego, para cada uno de estos intervalos de actividad, se calculó el coeficiente de traslape (Δ %95 - Δ %50) entre las especies, con el fin de identificar posibles variaciones en los patrones durante los periodos de mayor actividad.

Para poner a prueba la segunda hipótesis, se dividieron los datos en dos grupos. Un subset con los datos de los sitios en donde se detectó la presencia de puma y otro subset con los sitios donde no se detectó la presencia de puma. Para cada especie se evaluó si existía variación en sus patrones de actividad entre los sitios, empleando la prueba de Watson para dos muestras y el coeficiente de traslape para los intervalos de actividad (Δ 95%) y actividad núcleo (Δ 50%).

Para poner a prueba la tercera hipótesis se consideraron los centros urbanos como un disturbio que podría afectar los patrones de actividad diaria de las especies, y se generaron dos subset de datos: uno con los registros de las especies en los sitios próximos al disturbio (SPD) y otro con los registros de los sitios distantes al disturbio (SDD) (Fig. 3.1). Los SPD comprenden aquellos sitios en los que se identificó la presencia de algún centro urbano en un radio de 5 Km. Estos sitios abarcan 67 estaciones de fototrampeo, con un esfuerzo de muestreo de 1418 días trampa. Se caracterizaron por presentar un 8 % de su superficie cubierta por leñosas, un 51 % por pastizal y un 38,5 % destinada a la agricultura. Además de encontrarse a menos de 5 Km de distancia de una ciudad, estos sitios están inmersos en una matriz que refleja el gradiente entre el centro urbano y las zonas rurales. Esta matriz incluye áreas residenciales periféricas, barrios cerrados, establecimientos destinados a actividades turísticas en las sierras y pequeñas zonas agrícolas productivas, acompañadas por sus

respectivos cascos de estancia y asentamientos (Fig. 3.1). En los SDD no se registró la presencia de centros urbanos, y la mayor parte de su superficie está destinada a actividades agropecuarias (56 %), con áreas de pastizal asociadas a los relictos (41 %) y baja cobertura de leñosas (2 %). Estos sitios incluyeron 179 estaciones de fototrampeo y acumularon un esfuerzo de 3927 días trampa.

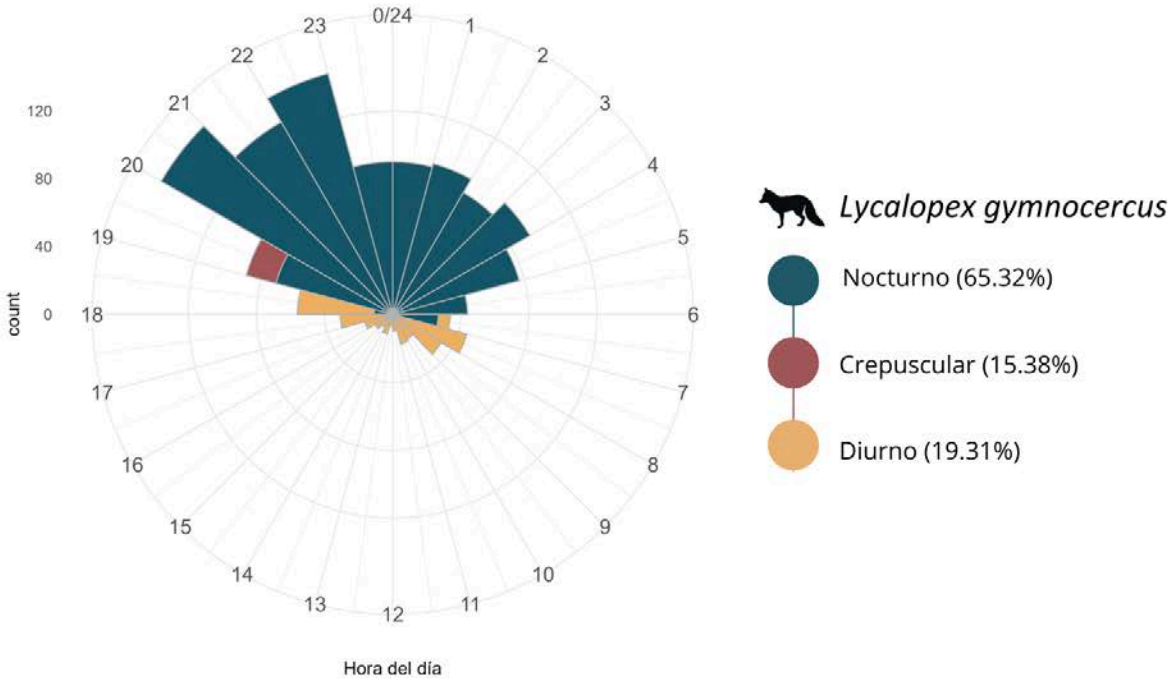
Con los registros obtenidos en cada subset, se evaluaron las diferencias en los patrones de actividad de las especies entre los SPD y los SDD mediante una prueba de Watson para dos muestras. Así mismo se calcularon los intervalos de actividad (95 - 50%) y el coeficiente de traslape entre dichos intervalos.

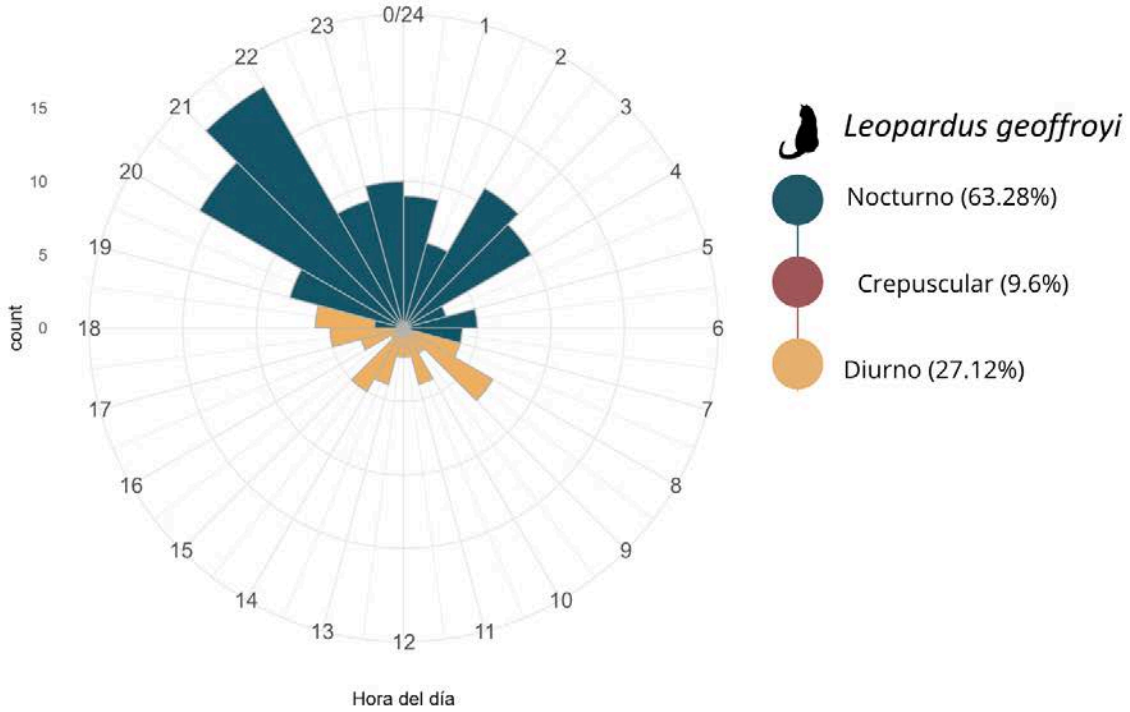
Resultados

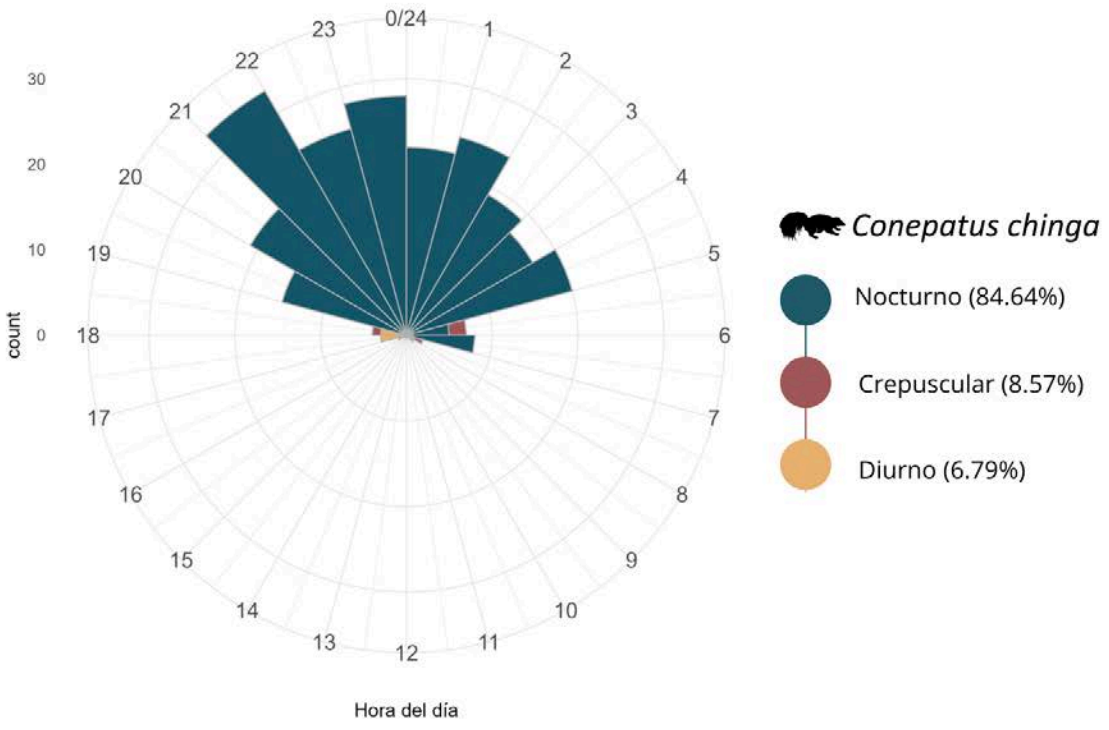
Todas las especies analizadas mostraron algún grado de direccionalidad marcada en su distribución circular, según la prueba de Watson. El zorro gris pampeano, gato montés y zorrino, mostraron, en general, una mayor actividad nocturna (Fig. 3.2), acumulando más del 50% de los registros durante la noche con picos de actividad entre las 22:00 y las 00:00 horas. El hurón menor exhibió hábitos principalmente diurnos, con un pico de actividad al mediodía. Los registros del puma se concentraron principalmente dentro de los intervalos nocturnos, aunque también presentaron una distribución homogénea entre el día y el crepúsculo (Fig. 3.2; Tabla 3.1).

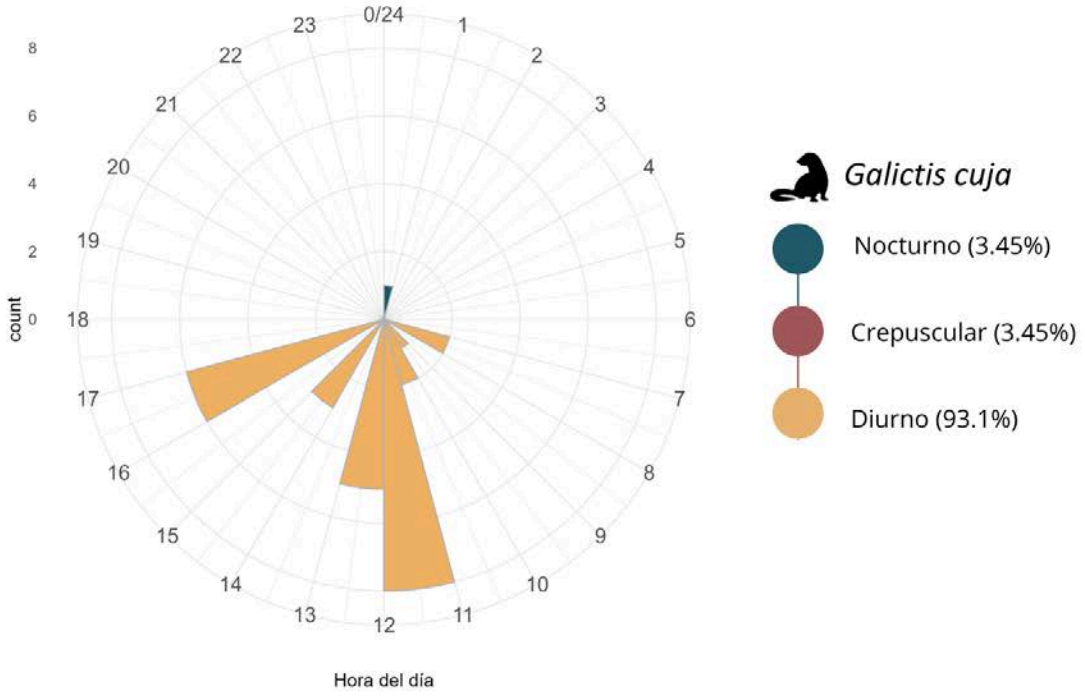
Tabla 3.1. Estadísticos descriptivos y porcentaje de registros para cada rango horario de las cinco especies de carnívoros de Tandilia. En gris las celdas con los porcentajes de registros más altos. (r) longitud del vector promedio.

Estadísticos					Registros (%)		
Especie	**Total detecciones**	**Media circular (hora pico)**	**r**	**Desvío angular (s)**	**Diurnos**	**Nocturnos**	**Crepusculares**
L. gymnocercus	1681	-0.61 (23:24)	0.43	1.063	19.31	65.32	15.38
L. geoffroyi	177	-1.49 (22:30)	0.35	1.139	27.12	63.28	9.6
C. chinga	278	-0.02 (0:00)	0.63	0.856	6.79	84.64	8.57
G. cuja	29	-11.51 (12:30)	0.71	0.766	93.1	3.45	3.45
P. concolor	17	-2.43 (21:36)	.46	1.037	17.65	47.06	35.29


0/24
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
120
80
40
0
count
Hora del día
Lycalopex gymnocercus
Nocturno (65.32%)
Crepuscular (15.38%)
Diurno (19.31%)


0/24
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
15
10
5
0
count
Hora del día
Leopardus geoffroyi
Nocturno (63.28%)
Crepuscular (9.6%)
Diurno (27.12%)


0/24
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
30
20
10
0
count
Hora del día
Conepatus chinga
Nocturno (84.64%)
Crepuscular (8.57%)
Diurno (6.79%)


0/24
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
8
6
4
2
0
count
Hora del día
Galictis cuja
Nocturno (3.45%)
Crepuscular (3.45%)
Diurno (93.1%)

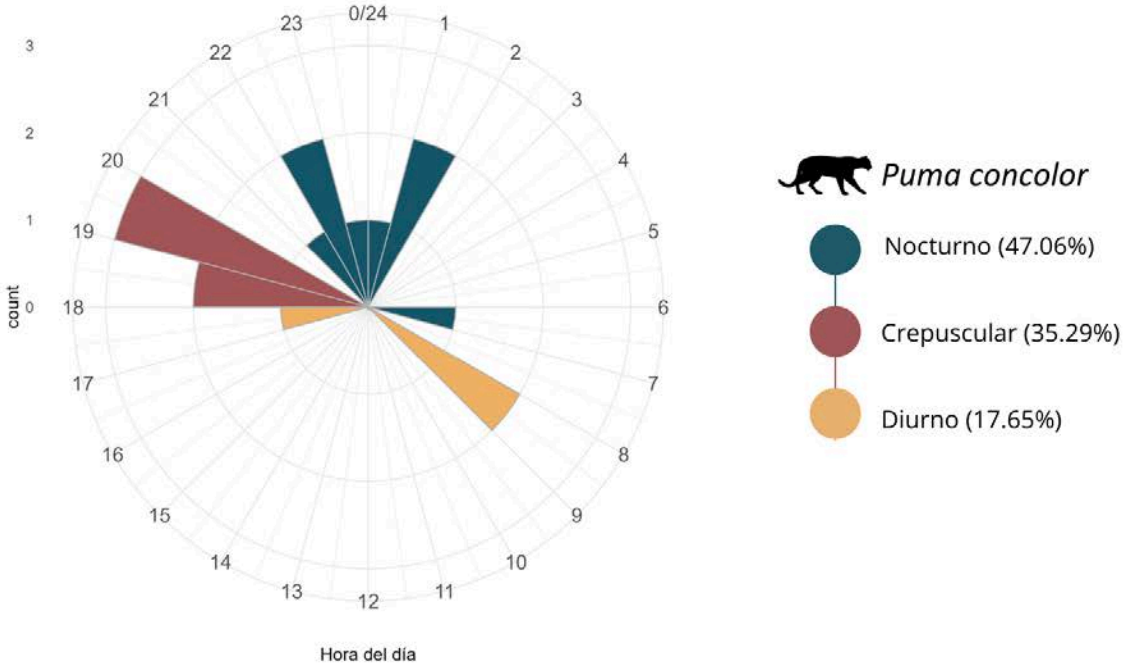


Figura 3.2. Patrones de actividad diaria (diagrama de rosa) para las cinco especies de carnívoros de Tandilia.

La superposición de los patrones de actividad diaria entre las especies de carnívoros varió ampliamente entre 0.14 a 0.90 (Fig. 3.3), y la superposición de los intervalos de actividad núcleo (Δ %50) varió entre un valor muy cercano a cero (0.0008) y 0.95. La prueba de igualdad de distribución de la actividad indicó diferencias significativas entre los patrones de actividad para 7 de los 10 cruces de carnívoros analizados (Tabla 3.2). El análisis de la variación en los patrones de actividad de los mesocarnívoros en presencia del puma (depredador tope) resultó en muy poca variación en el solapamiento de la actividad núcleo (Δ %50), con valores relativamente altos de solapamiento (Tabla 3.3; Fig. 3.4). La prueba de distribución indicó que solo el zorro presentó diferencias significativas en sus patrones de actividad en presencia de puma (Tabla 3.3).

Tabla 3.2. Prueba de Watson para dos muestras y coeficiente de traslape calculado para el intervalo de actividad (Δ 95%) y el intervalo de actividad núcleo (Δ 50%) para poner a prueba las Hipótesis 1 y 2 (recuadro gris).

Descripción	Watson para dos muestras (p)	Δ 95%	Δ 50%
L. gymnocercus vs *L. geoffroyi*	0.1278 (< 0.187)	0.92	0.95
L. gymnocercus vs *C. chinga*	**1.0836 (> 0.187)**	0.85	0.75
L. gymnocercus vs *G. cuja*	**1.8304 (> 0.187)**	0.24	0.00
L. geoffroyi vs *C. chinga*	**0.8068 (> 0.187)**	0.78	0.72
L. geoffroyi vs *G. cuja*	**1.3004 (> 0.187)**	0.31	0.00
C. chinga vs *G. cuja*	**1.9467 (> 0.187)**	0.13	0.00
L. gymnocercus vs *P. concolor*	0.0911 (< 0.187)	0.84	0.78
L. geoffroyi vs *P. concolor*	0.0575 (< 0.187)	0.85	0.80
C. chinga vs *P. concolor*	**0.2042 (> 0.187)**	0.72	0.54
G. cuja vs *P. concolor*	**0.7258 (> 0.187)**	0.30	0.00

Tabla 3.3. Patrones de actividad de mesocarnívoros en sitios con presencia (a) y sin presencia (b) de puma (hipótesis 2). Resultados de la prueba de Watson para dos muestras, para cada prueba de hipótesis, y los valores del coeficiente de traslape para los intervalos de actividades (Δ 95%) y los intervalos de actividad núcleo (Δ 50%) registrados para cada especie en cada caso.

	n° registros en sitio a	n° registros en sitio b	Watson para dos muestras (p)	Δ 95%	Δ 50%
L. gymnocercus	391	1313	**0.4608 (> 0.187)**	0.91	0.69
L.geoffroyi	108	69	0.1101 (< 0.187)	0.85	0.86
C. chinga	48	232	0.0848 (< 0.187)	0.91	0.82
G. cuja	15	14	0.0808 (< 0.187)	0.87	0.78

Tabla 3.4. Patrones de actividad de mesocarnívoros en sitios próximos a disturbios (SPD) y en sitios distantes a disturbios (SDD) (hipótesis 3). Resultados de la prueba de Watson para dos muestras, y los valores del coeficiente de traslape para los intervalos de actividades (Δ 95%) y los intervalos de actividad núcleo (Δ 50%) registrados para cada especie en cada caso.

	n° registro SPD	n° registros SDD	Watson para dos muestras (p)	Δ 95%	Δ 50%
L. gymnocercus	467	1237	0.1291 (< 0.187)	0.95	0.93
L.geoffroyi	38	139	**0.3046 (> 0.187)**	0.72	0.21
C. chinga	73	207	0.0454 (< 0.187)	0.95	0.93

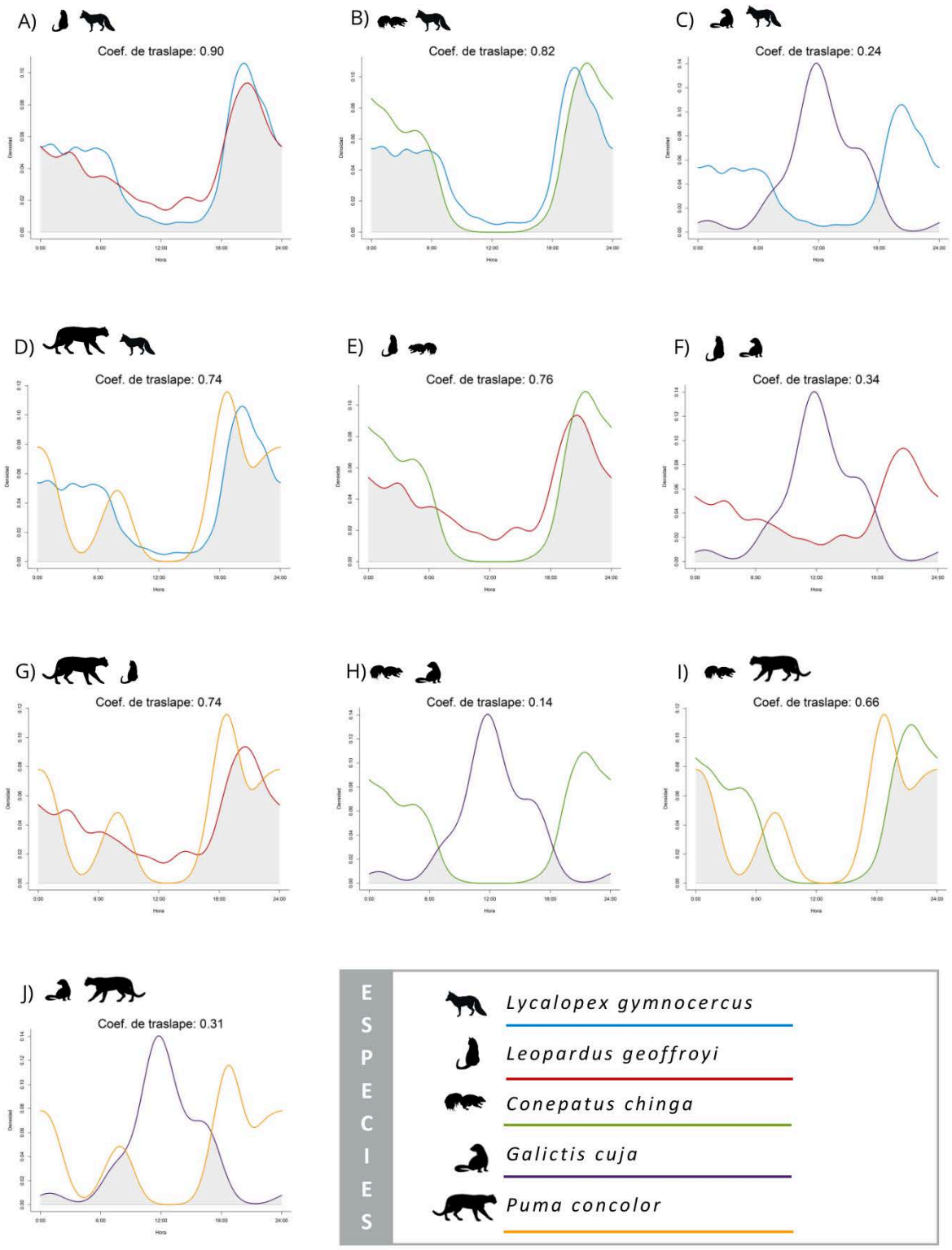


Figura. 3.3. Estimación de la densidad de Kernel de los patrones de actividad diaria de las especies de carnívoros y superposición de la actividad (Coeficiente de traslape - Δ). La superficie coloreada de gris representa el coeficiente de traslape.

Dado el número de registros de cada subset de datos, el análisis de la variación de los patrones de actividad de las especies ante los disturbios antrópicos, se realizó solo a tres de las cinco especies, el zorro gris, el gato montés y el zorrino; mientras que el hurón menor y el puma no se detectaron en los sitios disturbados (Tabla 3.4). Los resultados obtenidos a partir de la prueba de Watson para dos muestras y el coeficiente de traslape indican que, de las tres especies, el gato montés muestra diferencias en sus patrones de actividad en función de los disturbios antrópicos (Tabla 3.4; Fig. 3.5).

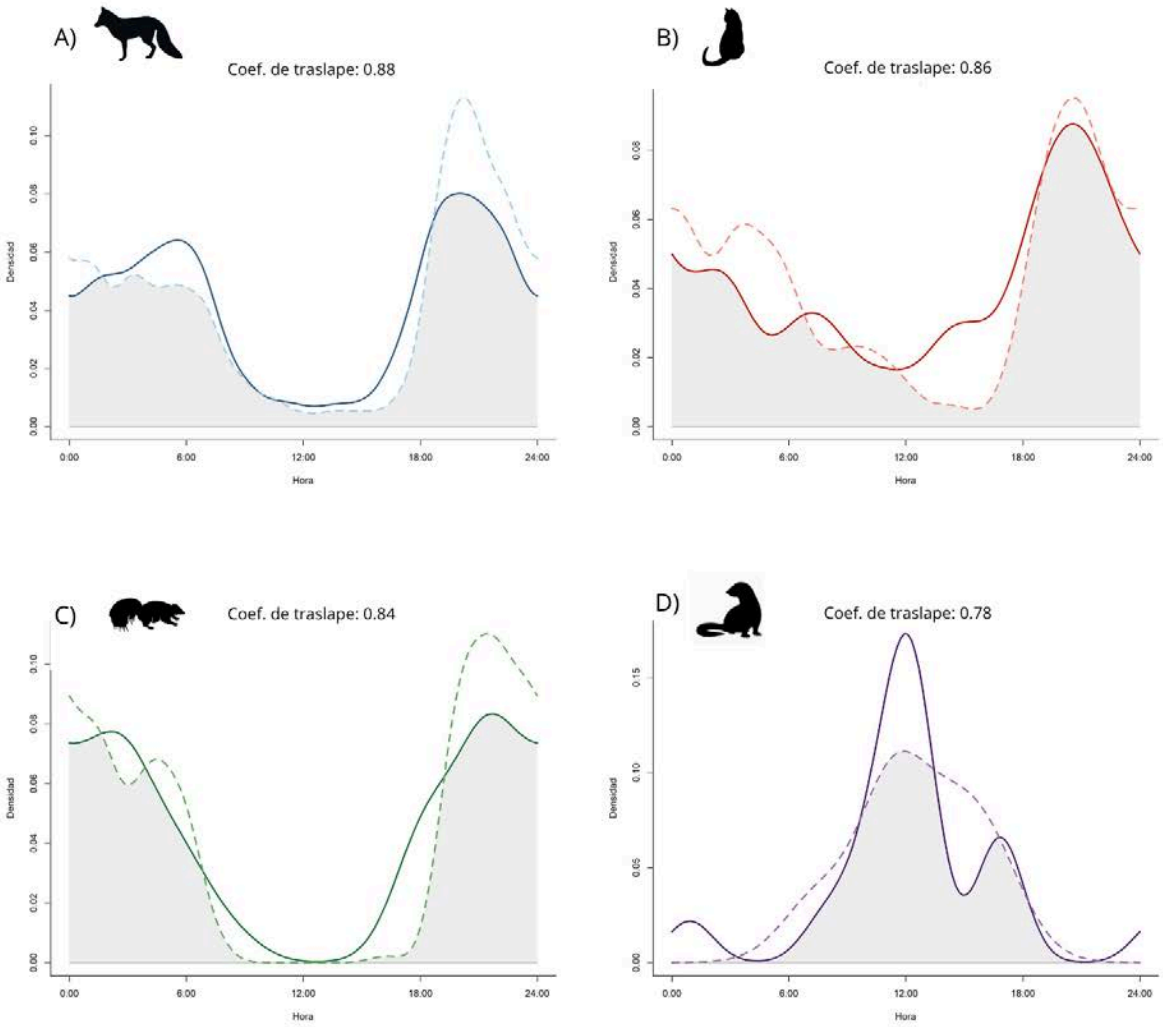


Figura 3.4. Traslape entre patrones de actividad de las especies en sitios con puma (línea oscura continua) y sin presencia de puma (línea punteada más clara).

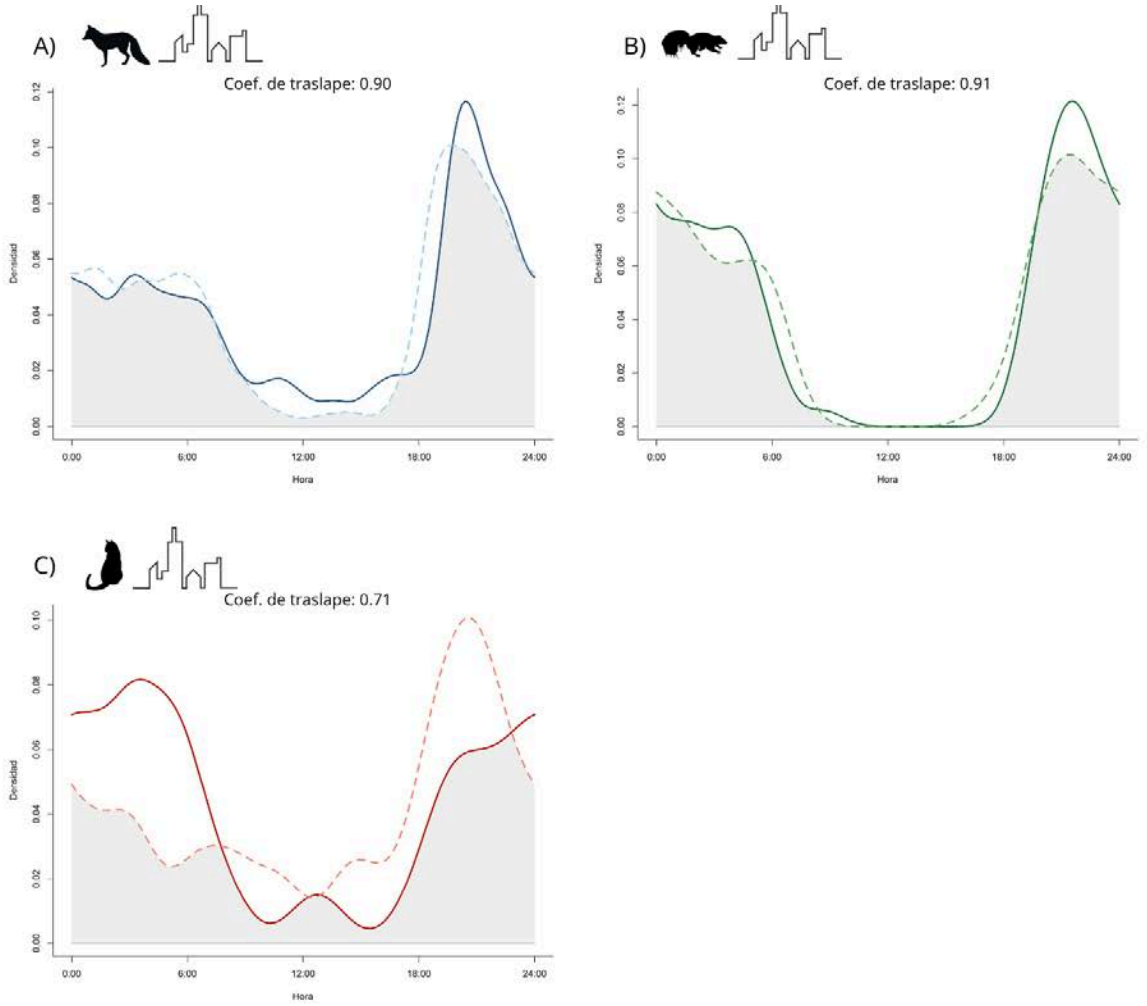


Figura 3.5. Patrones y traslape de la actividad para tres especies de carnívoros (zorro gris, gato montés y zorrino), en sitios próximos a disturbios (SPD, línea continua) y sitios distantes a disturbios (SDD, línea punteada).

Discusión

En este capítulo, se caracterizaron patrones de actividad diarios para las cinco especies de carnívoros del sistema de Tandilia. Además, se evaluó cómo las interacciones con otras especies competidoras y la proximidad a las actividades humanas afectaron estos patrones. La presencia de un depredador tope, como el puma, junto con una comunidad de carnívoros con características morfológicas y comportamentales diversas, permitió poner a prueba la hipótesis de segregación del nicho temporal como un mecanismo clave para la coexistencia entre las especies. Estudios previos han señalado que muchas especies de carnívoros ajustan sus patrones de actividad en respuesta a disturbios antrópicos (Green

et al., 2022; Kitchen et al., 2000). Aunque la mayoría de los sitios de muestreo se localizaron en áreas de pastizales, estos están insertos en un paisaje fragmentado, rodeado por una matriz agrícola-ganadera o próximo a centros urbanos. Esto permitió evaluar si las características del paisaje tienen un impacto sobre los patrones de actividad de las especies.

A partir de la caracterización de los patrones de actividad, se identificaron dos grupos de especies bien diferenciados: especies nocturnas (zorro gris pampeano, gato montés, zorrino) y especies diurnas (hurón menor). Un tercer tipo de actividad que se suele mencionar y se incluyó en esta discusión, es la actividad catemeral. Este patrón lo exhiben aquellas especies que tienen intervalos esporádicos y aleatorios de actividad durante el día o la noche, sin mostrar una preferencia. Si bien los registros de puma no fueron numerosos (N=17), los resultados sugieren que la especie presenta una actividad catemeral, con una leve preferencia por la actividad nocturna. Estudios previos ya han descrito al puma como catemeral (Albanesi et al., 2016; Gómez et al., 2005), aunque otros han encontrado variaciones según el contexto ecológico. Por ejemplo, Zanón-Martínez et al. (2022) reportaron una marcada actividad crepuscular en el Espinal, mientras que en ambientes costeros de la región pampeana, Caruso et al. (2020) lo describieron como predominantemente nocturno. En la región desértica andina, se observó que la especie es activa durante el día, el crepúsculo y la noche, con una leve preferencia por la nocturnidad (Lucherini et al., 2009). Finalmente, otro factor clave que influye en el patrón de actividad es la búsqueda de alimento. Los depredadores ajustan su actividad a la de sus presas para maximizar las probabilidades de encuentro y minimizar el gasto energético (Foster et al., 2013). En el sistema de Tandilia, las potenciales presas del puma, como la liebre europea (*Lepus europaeus*), ciervos (*Dama dama, Axis axis*) y el chancho cimarrón (*Sus scrofa*), permanecen activas durante todo el día (Foster et al., 2013; Gelin et al., 2017; Novaro et al., 2000). Este comportamiento podría explicar el patrón catemeral observado en el puma en este estudio.

El hurón menor fue la única especie con un patrón de actividad diurna, lo cual coincide con estudios previos que lo describen como una especie predominantemente diurno (Caruso et al., 2020; Tellaeche et al., 2014; Yensen & Tarifa, 2003). Por otro lado, el zorro gris pampeano, el gato montés y el zorrino, mostraron actividad nocturna. En

particular, el zorrino presentó un marcado patrón nocturno, con más del 80% de sus registros en este intervalo horario y una actividad crepuscular mínima. Este comportamiento es consistente con sus características ecológicas: siendo una especie insectívora, el zorrino se alimenta principalmente de coleópteros, que captura durante la noche cuando estos insectos son más vulnerables a la detección. Durante el día, el zorrino permanece resguardado en madrigueras, lo que reduce su exposición a depredadores (Castillo, 2010; Donadio et al., 2001).

El zorro gris pampeano y el gato montés mostraron patrones predominantemente nocturnos (65% y 63%, respectivamente), con registros menores durante el día (19% y 27%) y el crepúsculo (15% y 10%). Aunque varios autores coinciden en que estas especies pueden detectarse durante las 24 horas del día, se considera que el zorro gris pampeano presenta un comportamiento catemeral (Albanesi et al., 2016; Vieira & Port, 2007; Lucherini et al. 2004). Sin embargo, los resultados de este trabajo respaldan su clasificación como principalmente nocturno, lo que coincide con otros estudios realizados en Argentina (Caruso et al., 2020; Lucherini & Luengos Vidal, 2008; Zanón Martínez et al., 2022). En cuanto al gato montés, los resultados también coinciden con investigaciones previas que describen a la especie como nocturna (Caruso et al., 2020; Cravino & Brazeiro, 2023; Manfredi et al., 2011). Solo un estudio reporta actividad diurna para el gato montés, pero atribuye esta alteración a cambios en la disponibilidad de presas durante el periodo analizado (Pereira, 2010).

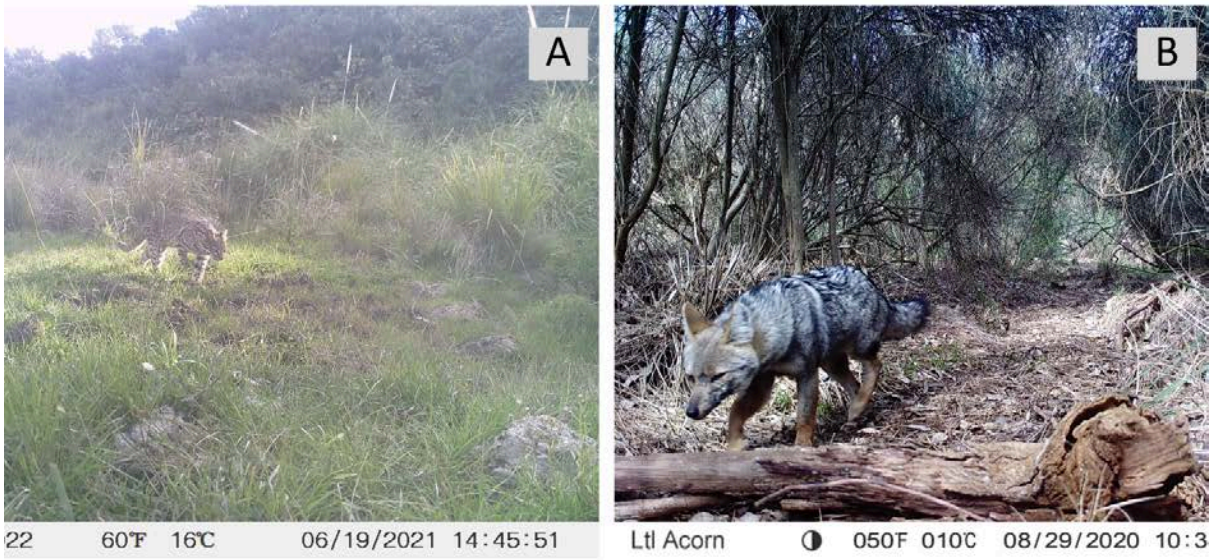


Figura 3.6: Registros fotográficos de Gato Montes (a) y zorro gris pampeano (b) durante horas del día.

Como se mencionó anteriormente los patrones de actividad de las especies se pueden alterar como resultado de las interacciones con otras especies (Finnegan et al. 2021). En concordancia con la primera hipótesis, se observó que cinco de las diez interacciones posibles entre carnívoros (zorro gris/zorrino, zorro gris/hurón, gato montés/zorrino, gato montés/hurón, zorrino/hurón) mostraron diferencias en sus patrones de actividad diaria, lo que sugiere un mecanismo de coexistencia entre estas especies a través de la segregación temporal.

El hurón menor mostró una clara diferencia en sus patrones de actividad en comparación con los otros mesocarnívoros, presentando los coeficientes de traslape más bajos (menos del 50% de superposición). Estos resultados concuerdan con el patrón de actividad principalmente diurno mencionado previamente para la especie. Las interacciones interespecíficas entre carnívoros, suelen estar moduladas por la diferencia en el tamaño corporal, donde las especies más pequeñas tienden a evitar a las de mayor tamaño en escenarios de competencia (Donadio & Buskirk, 2006). En este contexto, el hurón, siendo la especie más pequeña de los carnívoros estudiados, con una masa promedio de 1.03/2.12 kg (hembra/macho) (Luengos Vidal et al., 2016), podría estar adoptando una estrategia diurna para reducir la competencia directa con las especies más grandes. Otra posible explicación a esta diferencia en los patrones, puede deberse a las estrategias de búsqueda de recursos. Si bien, la dieta del hurón menor es diversa, varios estudios coinciden en que los roedores constituyen un importante ítem de la misma (Queiros et al., 2024), y en la ecorregión Pampeana, especies de roedores (como *Cavia aperea*) que podrían formar parte de su dieta, son diurnos. También, aunque no se ha descrito la estrategia de caza del hurón, es probable que su comportamiento sea similar al del resto de los mustélidos de cuerpo largo, adaptados para la búsqueda de presas en madrigueras y sistemas de cuevas de roedores y lagomorfos, muchos de los cuales también pueden permanecer dentro de las mismas durante el día (Delibes et al., 2003).

El zorrino, mostró diferencias significativas en su actividad en comparación con el zorro gris pampeano y el gato montés, aunque los coeficientes de traslape fueron superiores al 50% en ambos casos. Esto sugiere que, aunque los patrones de actividad difieren, existe

un grado de solapamiento temporal, principalmente durante los picos nocturnos. Aunque las tres especies son predominantemente nocturnas, el zorrino presentó una mayor proporción de registros durante la noche, mientras que el zorro gris pampeano y el gato montés exhibieron cierta actividad diurna. Este comportamiento podría reflejar un mecanismo de evitación temporal, en el cual el zorrino, al ser la especie más pequeña, ajusta su actividad para minimizar encuentros con depredadores potenciales, que distribuyen parte de su actividad durante el día. Sin embargo, es más probable que la coexistencia entre estas especies esté facilitada principalmente por la segregación trófica. Mientras que el zorrino tiene una dieta mayormente insectívora, el gato montés y el zorro gris pampeano depredan sobre pequeños vertebrados, siendo este último además omnívoro (Lucherini & Luengos Vidal, 2008)

No se observaron diferencias significativas en los patrones de actividad entre el zorro gris pampeano y el gato montés. Esto sugiere la intervención de otros mecanismos en su coexistencia, como podría ser una segregación trófica. Esto coincide con lo planteado por Caruso (2015), quien encontró un alto grado de solapamiento tanto espacial como temporal para estas dos especies, planteando que este solapamiento estaría siendo posible por la diferencia en la utilización de los recursos tróficos. Ambas especies consumen pequeños vertebrados, pero se diferencian en la selección de presas según su tamaño, siendo el gato montés, más especializado en la depredación de pequeños mamíferos, mientras que el zorro gris pampeano exhibe una dieta más flexible, que incluye pequeños vertebrados, invertebrados y frutos (Caruso, 2015; Cruz et al., 2022). Las diferencias observadas en la explotación de recursos y la dieta de estas especies, puede que sea uno de los mecanismos que contribuyen a la coexistencia de ambas especies en el sistema de Tandilia.

No obstante, al interpretar los resultados sobre segregación temporal, debe considerarse una limitación metodológica importante: en este análisis no se tuvo en cuenta la posible segregación espacial entre especies. Para maximizar el tamaño de muestra y explorar patrones generales de actividad, se trabajó con el total de registros de cada especie, sin restringirse exclusivamente a las estaciones de fototrampeo donde ambas especies del par estuvieron presentes. Esta consideración es clave, ya que la partición temporal sólo puede interpretarse como mecanismo de coexistencia cuando hay evidencia

de solapamiento espacial. Aun así, este enfoque ofrece una primera aproximación valiosa para comprender las dinámicas de actividad y la posible coexistencia entre carnívoros en el sistema serrano de Tandilia.

La segunda hipótesis que se puso a prueba en este trabajo, plantea que los patrones de actividad de las especies de mesodepredadores se modifican en respuesta a la interacción con el puma. La diferencia relativa en el tamaño corporal entre carnívoros parece ser un factor importante que determina las características de la interacción, en donde la especie de mayor tamaño ejerce una dominancia sobre las de menor tamaño (subordinadas) (Donadio y Buskirk 2006). Frente a este escenario, las especies subordinadas tienden a desarrollar mecanismos de evitación de la especie dominante, por lo cual sería esperable observar diferencias en los patrones de actividad de las especies de mesocarnívoros (Finnegan et al. 2021). Sin embargo, en el caso del zorro gris pampeano y el gato montés, se observaron los valores de traslape más alto con el puma, y tampoco se encontraron diferencias significativas entre sus patrones de actividad. En contraste con estos resultados, Caruso (2015) reporta los valores de solapamiento más bajo entre puma y los mesodepredadores (zorro gris pampeano, gato montés y zorrino), y sostiene que en el espinal bonaerense, el puma probablemente ejerce una competencia por interferencia directa con el resto de las especies, lo cual podría dar lugar a una evitación por parte de los carnívoros de menor tamaño. Es probable que los resultados obtenidos en este estudio estén relacionados con la escasa cantidad de registros de puma en el sistema de Tandilia. Esta baja detección podría deberse a la presencia reciente y todavía limitada de la especie en la región (De Lucca y Chimento, 2020), lo que implicaría que aún no ejerce la presión suficiente sobre las poblaciones de mesodepredadores como para inducir modificaciones en sus patrones de actividad.

En el caso particular del zorro y el puma, se observó un alto grado de solapamiento entre sus patrones de actividad (Δ= 0.75), lo cual sugiere que no hay segregación temporal. Sin embargo, al comparar los patrones de actividad entre sitios con y sin presencia de puma, se observaron diferencias en los patrones de actividad del zorro. En sitios con presencia de puma, la actividad nocturna del zorro desciende, sobre todo después del crepúsculo, en comparación con los sitios sin registros de puma. Si bien las pruebas sugieren que no hay

segregación temporal entre estas especies, si se evidencia que la presencia del puma puede alterar en cierta medida la actividad del zorro. Zanon et al. (2022) también reportan valores altos de solapamiento entre el puma y el zorro, sin evidencia de segregación temporal entre estas especies. Estos autores observan que los valores de solapamiento temporal aumentan en los sitios donde la probabilidad de ocupación del puma baja y sugieren que esto podría ser una evidencia de la teoría de liberación de los mesodepredadores (Ritchie & Jhonson, 2009), en donde el poco uso de hábitat (espacial) del puma, no ejerce una presión suficiente sobre las poblaciones de zorro, como para que estos se eviten.

En el caso del gato montés, dada una posible competencia por interferencia directa con el puma, sería esperable observar evidencia de segregación temporal como mecanismo de evitación. Las interacciones negativas entre especies suelen ser más comunes entre aquellas filogenéticamente cercanas (Donadio & Buskirk, 2006), lo que hace razonable suponer que el gato montés, como una especie subordinada frente al puma (De Oliveira & Pereira, 2014), adopte algún mecanismo de evitación. Sin embargo, los resultados no muestran evidencia concluyente de que esto ocurra. Aunque no se identificaron diferencias significativas en los patrones generales de actividad del gato montés, observamos que en sitios con presencia de puma, la especie tiende a utilizar más las franjas horarias diurnas y crepusculares. En contraste, en sitios sin puma, su actividad se concentra predominantemente durante la noche.

Tanto el zorrino como el hurón menor presentaron diferencias significativas en su actividad respecto al puma, lo que podría indicar una evitación temporal. Sin embargo, al comparar los patrones de actividad de estas especies entre sitios con y sin presencia de puma, no encontramos diferencias significativas, y los coeficientes de traslape superaron el 80%. A pesar de esto, identificamos que en los sitios con puma, la actividad nocturna del zorrino disminuye en comparación con los sitios sin puma. El puma es un potencial depredador del zorrino (Donadio & Buskirk, 2006; Pessino et al. 2001; Pacheco et al. 2004; Zanon-Martínez 2006; Skewes et al. 2012), por lo cual es esperable que esta especie adopte mecanismos para minimizar los encuentros, como por ejemplo, modificar su actividad. Si bien, las diferencias observadas en los patrones del zorrino y el puma sugieren una segregación temporal, es posible que las diferencias observadas entre los patrones, estén,

también determinadas por la actividad más bien catemeral del puma en el área de estudio, que contrasta con la marcada nocturnidad del zorrino. Con resultados similares, Caruso (2015) concluye que las diferencias observadas en los patrones de actividad de estas especies puede ser en respuesta a diferencias morfológicas que confieren distinta capacidad a las especies para utilizar los ambientes.

En el caso del hurón menor, su actividad, predominantemente diurna, contrasta significativamente con los patrones de actividad del puma. Aunque no se identificaron diferencias claras entre los sitios con y sin presencia de puma, se considera que las discrepancias observadas están más relacionadas con características comportamentales propias de la especie, vinculadas a la búsqueda de recursos y presas, que con un mecanismo de evitación hacia el puma. A pesar de que existen reportes que mencionan al puma como un posible depredador del hurón menor (De Oliveira y Pereira, 2013), las diferencias en los patrones diarios parecen responder más bien a la ecología y hábitos de la especie, con un marcado pico de actividad al mediodía, lo que contrasta con los patrones del puma.

En cuanto a la tercera hipótesis puesta a prueba en este capítulo, solo se pudo contrastar los resultados de tres especies: zorro gris pampeano, gato montés y zorrino. No se obtuvieron registros de puma ni de hurón para los sitios próximos a disturbios. Sin embargo, esto no implica que estas especies no estén presentes ni que hagan uso de dichos sitios, ya que se cuenta con registros adicionales provenientes de noticias, avistamientos y observaciones a campo. Es probable que la ausencia de detecciones esté relacionada con el diseño de muestreo implementado o con la densidad de estas especies en la zona.

En concordancia con la tercera hipótesis planteada, sólo el gato montés mostró diferencias en sus patrones de actividad en sitios cercanos a disturbios antrópicos. Los centros urbanos y el gradiente de urbanización que generan representan una alteración del medio natural que impacta de diversas maneras a los carnívoros, alterando frecuentemente sus patrones de actividad (Bateman y Fleming 2012; Green et al. 2022). Varios autores coinciden en que la intensificación de la actividad humana en los ecosistemas, conducen a un aumento de la nocturnidad en los carnívoros (Gálvez et al., 2021; Gaynor et al., 2018), lo cual coincide con lo observado para el gato montés en el área de estudio. Manfredi et al. (2011), observaron que en el pastizal pampeano, los patrones de actividad diaria del gato

montés no se vieron alterados por disturbios antrópicos, aunque sí observaron un efecto en el uso del espacio de la especie. En general, los felinos suelen tener poco éxito adaptándose a entornos urbanizados y con perturbaciones antrópicas, aunque algunos estudios reportan que pueden aprovechar los bordes urbanos con parches de vegetación, y su presencia suele restringirse a estas áreas marginales, con una interacción mínima en zonas altamente urbanizadas (Bateman y Fleming 2012; Cruz et al. 2018). Los sitios identificados como próximos a disturbios, si bien se encuentran en parches de pastizal asociados a zonas serranas, están rodeados por pequeñas zonas residenciales, o próximos a barrios cerrados o zonas productivas con sus respectivos cascos de estancia o residencias. Es probable que la actividad humana en estos sitios sea lo suficientemente intensa como para que el gato montés ajuste su actividad diaria para evitar la presencia humana y los disturbios asociados, como perros o el tráfico en los caminos.

En cuanto a las dos especies de carnívoros restantes detectadas en los SPD, el zorro gris pampeano y el zorrino, no se observaron diferencias en los patrones de actividad que sugieran un impacto de la actividad humana en su actividad. Varias especies de cánidos, incluidos zorros, han demostrado una gran plasticidad y tolerancia a los disturbios antrópicos, lo que les ha permitido adaptarse y explotar los recursos incluso en ambientes urbanizados (Bateman y Fleming 2012). Por lo general, las especies de carnívoros que se han adaptado a los ambientes con presencia humana se caracterizan por ser especies pequeñas a medianas, con una alta plasticidad dietaria y comportamental, además de una tolerancia a la presencia humana (Bateman & Fleming, 2012). Es probable que características como estas le permitan al zorro gris pampeano explotar los recursos disponibles en el área de estudio, modificando algunas de las otras dimensiones ecológicas que conforman su nicho, como por ejemplo, la trófica o espacial. Por otro lado, los sitios SPD, si bien se encuentran disturbados (fig 2.1), ofrecen una diversidad de refugios que estas especies pueden aprovechar, como forestaciones o incluso refugio antrópicos, como alcantarillados. Los estudios llevados adelante con cánidos en otras áreas, señalan que las especies han desarrollado la capacidad de explotar recursos tróficos que ofrecen estos entornos, como aves, roedores, y alimento humano proveniente de los desechos, así como una amplia diversidad de sitios antrópicos que pueden usar como refugio (Barocas et al., 2018; Bateman & Fleming, 2012).

En el caso del zorrino, no se observaron cambios en los patrones de actividad. Dado que se considera una especie susceptible a las perturbaciones antrópicas, sobre todo en zonas de actividad agrícola (Castillo, 2010), sería esperable que refleje alguna alteración en sus patrones, como sucede con el gato montés. Sin embargo, a diferencia del gato montés, el zorrino tiene un área de acción más reducida, lo que podría permitirle satisfacer sus necesidades en los remanentes de pastizal o parches de vegetación seminatural que persisten en la periferia (Castillo, 2010), sin necesidad de desplazarse hacia áreas habitadas. Además, los patrones de actividad predominantemente nocturnos de la especie podrían contribuir a minimizar su exposición a la actividad humana.

Es probable que en los sitios SPD, la transición entre áreas urbanas - rurales ofrezca a las especies un entornos con una disponibilidad de recursos que aún puedan suplir sus requerimientos, e incluso puedan ofrecer nuevos recursos que explotar, y que la presión antrópica en estos sitios aun no sea lo suficientemente fuerte como para empujar a estas especies a cambiar sus patrones de actividad.

Los resultados de este estudio indican que los patrones temporales de actividad de las especies de carnívoros exhiben diferencias notables en escenarios de coexistencia, especialmente cuando existen marcadas diferencias en la masa corporal, como en el caso del zorrino y el hurón menor. Ambas especies mostraron patrones de actividad distintos en comparación con los mesodepredadores y el depredador tope del sistema, el puma. Lo que se evidencia de los resultados obtenidos es que estas especies, que podrían ser potencialmente depredadas por otros carnívoros del sistema (De Oliveira y Pereira, 2013), se segregan temporalmente, lo que facilita su coexistencia. Por otro lado, el zorro gris pampeano y el gato montés no mostraron indicios claros de segregación temporal ni entre ellos, ni con el puma, lo que sugiere que los mecanismos de coexistencia en estas especies podrían estar más relacionados con diferencias dietarias o en el uso del espacio. Además, lo más probable es que la baja densidad y la reciente recolonización del puma en la región no estén generando aún una presión suficiente sobre estas especies para modificar significativamente sus patrones de actividad.

Estos resultados contribuyen al entendimiento de los mecanismos que regulan la coexistencia en comunidades de carnívoros en los pastizales serranos de Tandilia. Analizar

cómo las interacciones interespecíficas y los factores ambientales, así como los disturbios antrópicos modelan los patrones de actividad, ofrece información valiosa para diseñar estrategias de conservación orientadas a mantener el “equilibrio ecológico” en sistemas fragmentados o en proceso de recuperación de depredadores tope.

Capítulo 4 - Ocupación y uso de hábitat de los carnívoros de Tandilia

Resumen

Los carnívoros desempeñan un papel crucial en la regulación y el equilibrio de las comunidades ecológicas. Dado los amplios requerimientos espaciales y la posición trófica, los carnívoros son especialmente sensibles a las modificaciones del hábitat. La búsqueda de recursos, refugio o pareja los expone a mayores riesgos en matrices dominadas por actividades humanas, lo que puede afectar sus patrones de uso del espacio. El objetivo de este capítulo fue evaluar cómo distintas variables ambientales influyen en la ocupación y uso de hábitat de los carnívoros en el sistema de Tandilia. Para ello, se utilizaron modelos de ocupación en dos escalas de análisis, y se pusieron a prueba distintas hipótesis, relacionadas a las características del paisaje de Tandilia, los disturbios antrópicos y la disponibilidad de hábitats y recursos. El esfuerzo de muestreo fue una variable determinante en la probabilidad de detección de las especies. En la estimación de la ocupación, la densidad de caminos en torno al parche fue una variable significativa para el zorro gris pampeano, mientras que para el puma, el tamaño del parche y la disponibilidad de presas fue determinante para la ocupación en los parches. En cuanto al uso de hábitat en el Pastizal Serrano, la distancia a caminos tuvo efectos positivos para el zorro, mientras que para el zorrino, la detección de puma en los sitios influyó negativamente en el uso de hábitat, y por último, para el gato montés, la disponibilidad de presas y las forestaciones, influyeron positivamente en la selección de sitios para esta especie. Los resultados obtenidos sugieren que la disponibilidad de recursos y la presencia de hábitats favorables para acceder a ellos son factores clave en la selección de sitios por parte de los carnívoros en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia. Por otro lado, los disturbios antrópicos evaluados no parecen ser factores determinantes en la ocupación ni en el uso del hábitat por parte de los carnívoros.

Introducción

Los carnívoros desempeñan un papel crucial en la regulación y el equilibrio de las comunidades ecológicas, particularmente aquellos situados en los niveles tróficos más altos (Ritchie & Johnson, 2009). La presencia o ausencia de estos depredadores puede generar efectos significativos sobre la abundancia y el comportamiento de sus presas, así como efectos indirectos sobre el funcionamiento del ecosistema, al desencadenar respuestas en cascada a lo largo de las redes tróficas (Terborgh y Estes, 2010). La presencia y distribución de las especies de carnívoros están fuertemente condicionadas por las características del hábitat, tanto a nivel local como en el conjunto del paisaje, en especial en ambientes fragmentados (Crooks, 2002).

En paisajes dominados por la actividad humana, las especies de carnívoros enfrentan diversos desafíos que las obligan a adaptarse a condiciones ambientales modificadas (Crooks, 2002). Entre las principales amenazas se destacan: la pérdida y degradación de grandes extensiones de hábitat natural, la introducción de especies exóticas, que pueden actuar como competidores, depredadores o vectores de enfermedades, la interacción con animales domésticos y la presión directa ejercida por el ser humano a través de la caza (Castaño-Uribe et al., 2016; Crook, 2002). Dado los amplios requerimientos espaciales y su posición trófica, varias especies de carnívoros son especialmente sensibles a estas modificaciones (Ripple et al., 2014), y la búsqueda de recursos, refugio o pareja los expone a mayores riesgos en matrices dominadas por actividades humanas, lo que puede afectar sus patrones de uso del espacio (Pereira, 2009).

En el sistema de Tandilia, los remanentes de pastizal natural se encuentran confinados a pequeños parches o “islas” inmersos en una matriz productiva dominada por actividades agropecuarias, forestaciones, cultivos y pasturas, lo que ha modificado significativamente la composición, cobertura y estructura del pastizal nativo (Soriano et al. 1991; Herrera & Laterra, 2011). Diversos estudios en Argentina, algunos de ellos llevados adelante en pastizal, han demostrado que las características del hábitat, la disponibilidad de recursos y las perturbaciones humanas influyen en la ocupación y el uso del espacio por parte de las especies de carnívoros (Castillo, 2010; García & Kittlein, 2005; M. de las M.

Guerisoli et al., 2019; Manfredi et al., 2006; Santo Domingo et al., 2021; Zanón Martínez et al., 2023). En este contexto, comprender cómo los carnívoros ajustan su uso del espacio en un paisaje de pastizal fragmentado, que funciona como refugio dentro de una matriz productiva (Bilenca & Miñarro, 2004), resulta fundamental para valorar el rol de estos remanentes en la persistencia de las especies y para diseñar estrategias de conservación adecuadas. En este contexto el presente capítulo propone:

Objetivo general

Evaluar cómo las características del paisaje fragmentado del Pastizal Serrano de Tandilia y las características de la matriz agrícola-ganadera afectan el uso del espacio de los carnívoros.

Objetivos específicos

1. Evaluar la ocupación de las especies de carnívoros en los relictos de Pastizal Serrano del sistema de Tandilia, determinando qué características de los parches de pastizal, y la matriz agrícola-ganadera que los rodea afectan la ocupación de los parches.
2. Evaluar el uso de hábitat de las especies de carnívoros, en el Pastizal Serrano

Metodología

Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación son una herramienta estadística utilizada para estimar la probabilidad de que una especie esté presente en un sitio determinado, considerando la posibilidad de que no sea detectada (MacKenzie et al., 2017). Estos modelos se basan en dos procesos estocásticos: la ocupación (Ψ), que representa la proporción de sitios ocupados, y la detección (p), que indica la probabilidad de detectar la especie en un sitio dado donde la especie está presente. Un aspecto clave de estos modelos es que lidian con la detección imperfecta que puede generar falsos negativos, es decir, sitios donde la especie está presente, pero no es detectada. Además es posible incluir covariables tanto en la ocupación

como en la detectabilidad, tales como características del hábitat en los sitios, el esfuerzo de muestreo y factores ambientales (Guillera Arroita, 2017).

Para modelar el efecto de las covariables sobre la probabilidad de detección y ocupación, MacKenzie et al. (2002) propone una ecuación logística de la forma:

$$logit\ (p_{ij}) = \beta_0 + \beta_1\, x_{ij1} + \beta_2 x_{ij2} + \ldots + \beta_U x_{ijU}$$

donde $x_{ij1}, \ldots, x_{ijU}$ representan las U covariables asociadas al sitio i en la *j-ésima* visita. Este modelo permite estimar cómo los factores, como el tipo de hábitat, la abundancia de presas o la intensidad de actividad humana, influyen en la presencia y detectabilidad de una especie. Los parámetros del modelo (β) se ajustan mediante técnicas de máxima verosimilitud, que buscan encontrar los valores que mejor explican los datos observados.

El uso de modelos de ocupación requiere que se asuman una serie de supuestos: (1) el estado de ocupación de los sitios no cambia durante el período de estudio, lo que significa que el estado de ocupación de la especie a modelar se mantiene constante durante la temporada (i.e., período de estudio). En otras palabras, si un sitio no tiene la presencia de la especie no es colonizado, o si la especie está presente no se extingue; (2) la detección de la especie en cada visita es independiente de otras visitas al mismo sitio; (3) no hay falsas detecciones, es decir, si se registra la presencia de la especie, la identificación es correcta; (4) las historias de detección de cada sitio son independientes entre sí; y (5) la probabilidad de ocupación y detección es homogénea en toda el área de estudio, o en caso contrario, las variables que influyen en estos procesos están incluidas en el modelado (Mackenzie et al., 2002).

Cuando no es posible asegurar que un individuo detectado en una cámara no sea el mismo registrado en otra cámara dentro del mismo parche, se podría estar afectando el cumplimiento del supuesto de independencia de los datos (supuesto 4). En estos casos, los modelos de ocupación dejan de reflejar estrictamente la ocupación en términos de presencia/ausencia en una unidad espacial más amplia y pasan a representar el uso que las especies hacen del sitio de muestreo (Efford & Dawson, 2012; Zanón Martínez et al., 2023). En términos del modelo se anida una probabilidad de uso, que representa la probabilidad de

que la especie esté utilizando el sitio en un momento determinado. En este estudio, se evaluó la probabilidad de uso del hábitat cuando trabajamos a una escala de análisis dentro de los parches, ya que el área de acción de los carnívoros es mayor que la distancia entre las estaciones de fototrampeo.

Datos

Se trabajó con los datos obtenidos en los muestreos con cámaras trampa realizados en el sistema de Tandilia (ver Capítulo 2). Los datos utilizados fueron: la especie, fecha y hora de cada detección. Se consideraron eventos independientes aquellos registros de la misma especie que estuvieron separados en el tiempo por 30 minutos o más. Para aquellos sitios que fueron visitados más de una vez y en distintos años, se seleccionó solo uno de los años para realizar el análisis. Los datos se organizaron en dos conjuntos, en función de la escala de análisis:

(a) Ocupación de las especies en los parches de Pastizal Serrano. Para estimar la ocupación se definió como sitio a cada parche de Pastizal Serrano dónde se colocaron cámaras (i.e., 30 sitios). Se consideró como una visita a cada una de las estaciones de fototrampeo instalada en los parches. Aquellas estaciones de fototrampeo que se encontraban a menos de 300 m de distancia entre sí, fueron agrupadas y consideradas como una única visita. Se construyeron historias de detección de 14 visitas para cada parche, siendo este el número máximo de estaciones de fototrampeo funcionando en simultáneo en un parche. Para evaluar cómo las características de los parches y la matriz circundante afectan la ocupación se seleccionaron y midieron variables a escala de paisaje en cada sitio.

(b) Uso de hábitat de las especies de carnívoros en los parches de Pastizal Serrano. Para evaluar la probabilidad de uso se trabajó a una escala menor, definiendo como sitio a cada estación de fototrampeo (197 sitios). En este caso, las historias de detección consistieron en 5 visitas, donde cada visita tuvo una duración de 7 días. (Fig. 4.1). Para evaluar el uso de los sitios se consideraron variables relacionadas al sitio donde se instaló la cámara trampa y el área circundante a la cámara.

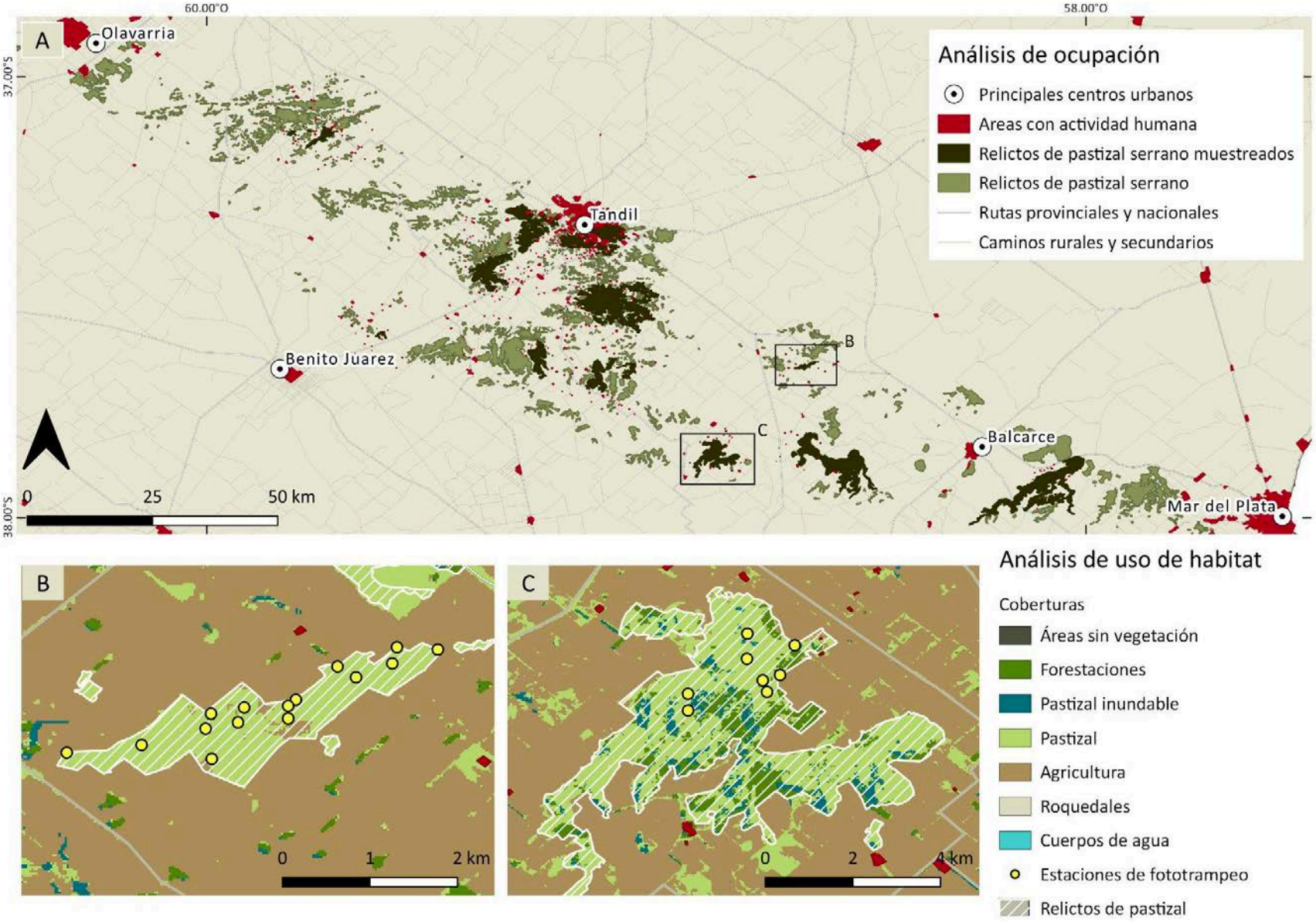

A
60.00°O
58.00°O
37.00°S
38.00°S
Olavarria
Tandil
Benito Juarez
Balcarce
Mar del Plata
B
C
0
25
50 km
Análisis de ocupación
Principales centros urbanos
Areas con actividad humana
Relictos de pastizal serrano muestreados
Relictos de pastizal serrano
Rutas provinciales y nacionales
Caminos rurales y secundarios
0
1
2 km
0
2
4 km
Análisis de uso de habitat
Coberturas
Áreas sin vegetación
Forestaciones
Pastizal inundable
Pastizal
Agricultura
Roquedales
Cuerpos de agua
Estaciones de fototrampeo
Relictos de pastizal

Figura 4.1. Representación y organización de los datos en función de la escala de análisis. (A) Se representa los relictos de pastizal serrano muestreados, los cuales se definieron como sitios (30 sitios) para el análisis de ocupación. (B) y (C), detalles de los parches de pastizal, la disposición de las estaciones de fototrampeo, coberturas y elementos del paisaje analizados. Para análisis de ocupación: en B representa un sitio (parche), con 15 visitas (estaciones de fototrampeo); en C representa un sitio (parche), con 8 visitas (estaciones de fototrampeo). Para análisis de uso de hábitat cada estación de fototrampeo se trató como sitio, y las visitas se construyeron a partir del esfuerzo de muestreo (cinco visitas para cada estación).

Variables explicativas

Para evaluar la ocupación y el uso de hábitat de las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia, se trabajó con tres conjuntos de variables que representan las características del paisaje y el hábitat en el sistema de parches de Pastizal Serrano. Por un lado, se seleccionaron variables que brindan información sobre los parches de pastizal donde se instalaron las estaciones de fototrampeo y su configuración espacial (Tabla 4.1, conjunto 1). Con el segundo conjunto de variables se buscó representar las perturbaciones antrópicas asociadas a la matriz agrícola-ganadera, y que pueden tener un impacto tanto en la ocupación de los parches como en el uso de hábitat (Tabla 4.1, conjunto 2). Por último, el tercer conjunto de variables representa la disponibilidad de hábitat y de recursos para las especies, tanto a nivel de los parches, como de los sitios donde se instalaron las cámaras (Tabla 4.1, conjunto 3). El primer conjunto de variables se midió y evaluó solo para los análisis a escala del paisaje de Tandilia, mientras que los otros dos conjuntos se tuvieron en cuenta tanto para el análisis a nivel de los parches, como de las estaciones de muestreo.

Para medir y construir algunas de las variables explicativas se trabajó con herramientas SIG (Qgis 3.8 y ArcGis Pro 3.1) y con información disponible en el Centro de Descargas de Capas SIG del Instituto Geográfico Nacional (IGN, https://www.ign.gob.ar/), así como las coberturas de uso de suelo proporcionadas por la Colección MapBiomas Pampa Trinacional 2.0 (Baeza et al., 2022), en una resolución de 30 x 30 m. A partir de estos insumos, para cada estación de fototrampeo se midieron las distancias más cercanas al borde del parche, a cuerpos de agua, a forestación y a caminos (**DistBorde, DistAgua, DistForestación, DistCamino**). También se mapearon e identificaron los sitios con actividad humana (e.g., cascos de estancia, galpones, tambos, canteras activas, centros urbanos,

parajes, entre otros) y se calculó la distancia entre las estaciones de fototrampeo y el sitio más próximo (**DistActHumana**). Por otro lado, a partir de la información de caminos y rutas se construyó una capa raster donde cada píxel proporciona una medida de densidad de líneas (caminos) dentro de un área buffer asignada a cada celda (10 km). Posteriormente se calculó, para cada parche, el valor promedio de los valores de densidad de camino que corresponden al área del parche (**DenCaminos**).

La capa de cobertura de suelo de MapBiomas se reclasifico en siete categorías de cobertura (ver Apéndice B, Tabla B.1). Para estimar las coberturas asociadas a cada sitio, se generó un buffer alrededor de cada parche y se calculó la proporción de píxeles correspondientes a cada categoría de cobertura dentro del buffer. Dado que la percepción que tienen los carnívoros sobre el ambiente está relacionada con el tamaño de sus áreas de acción, se construyeron los buffer en base a tres radios en torno a los parches: 1,5 km para el zorrino y el hurón menor, 3 km para el zorro gris pampeano y el gato montés y 6 km para el puma (Caruso et al., 2016) (**Agricultura-1.5/3/6, Forestación-1.5/3/6, Inundable-1.5, Agua-1.5**). Para estimar la influencia de la proporción de la cobertura vegetal en torno a las estaciones de fototrampeo, se trabajó con un buffer de radio de 100 m alrededor de cada cámara donde se contabilizaron los pixeles con dos tipos de cobertura (i.e., **CobAgricultura y CobAgua**), y se asignó el sitio de la estación de fototrampeo como **pastizal**, o **forestación**.

De estas variables construidas, las forestaciones se incluyeron como una cobertura que brinda un tipo de refugio que puede ser empleado por las especies, ya que son sitios a los que se asocian especies de presas alternativas a las de pastizal como aves. Las coberturas relacionadas a la disponibilidad de agua se evaluaron principalmente para el hurón menor, una especie que se suele asociar a este recurso (Redford y Eisenberg, 1992).

Como variables asociadas a las características de los parches se tuvo en cuenta el tamaño del parche (ha), un índice de forma del parche (Forma = perímetro/[2√(π × área)], Shake et al. 2012), la distancia al parche más próximo, y un índice de aislamiento (PROX, Gustafson y Parker, 1992) (**Área, Forma, DistVecino, PROX-1.5/3/6)**. Este último, equivale a la suma del área del parche (m^2) dividida por el cuadrado de la distancia de borde a borde más cercana (m^2) entre el parche focal y todos los parche cuyos bordes se encuentran dentro de un radio de búsqueda desde el parche focal. Para construir este índice, se tuvo en

cuenta como radio de búsqueda las áreas de acción de las especies utilizado para estimar las proporciones de cobertura (1.5, 3 y 6 Km) y se calculó empleando el software R Studio (R Core Team, 2022). Este índice puede variar entre: PROX = 0 (cuando el parche no tiene vecinos del mismo tipo dentro del radio de búsqueda o PROX ≥ 0 (aumenta a medida que el vecindario está cada vez más ocupado por parches del mismo tipo y a medida que estos se vuelven más cercanos y contiguos. Por otro lado, el índice de forma estimado toma un valor mínimo de 1 en un parche perfectamente circular, aumentando a medida que la forma del parche se vuelva más irregular, lo cual refleja una mayor influencia de los bordes sobre el parche.

Como parte de las características del hábitat, se tuvo en cuenta la disponibilidad de presas para los carnívoros en los sitios de muestreo. Para estimar esta disponibilidad se calculó una tasa relativa de captura de presas para cada parche y estación. La tasa de captura se construyó usando el número de eventos fotográficos independientes de cada especie obtenidos por parche/estación, dividido el esfuerzo de muestreo, y se tuvieron en cuenta aquellas especies de presas que puedan detectarse correctamente mediante el uso de cámaras trampas, considerando su comportamiento y tamaño corporal (Fig. 4.2)(Zanón et al. 2022). Se construyó una tasa de presas potenciales para cada especie de carnívoro en función de sus dietas. Para el puma se seleccionaron como presas a especies de gran tamaño, incluyendo ciervos (*Axis axis, Dama dama*), chancho jabalí (*Sus scrofa*) y carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (en parches abreviado como **PrePUMA1**, y en estaciones como **PrePUMA2**, Guerisoli et al., 2021). Para el gato montés y el hurón menor, varios autores coinciden en una fuerte especialización dietaria hacia pequeños vertebrados, por lo cual se construyó una misma tasa para ambas especies (en parches **PreGATO1/PreHURON1**, y en estaciones **PreGATO2**, Guidobono et al., 2016; Yensen & Tarifa, 2003), que incluyó las detecciones de aves pequeñas y de los roedores que pudieron ser identificados (i.e.; *Cavia aperea, Zenaida auriculata, Patagioenas picazuro, Zonotrichia capensis, Mimus saturninus, Furnarius rufus, Colaptes campestris, Molothrus bonariensis, Turdus rufiventris, Pitangus sulphuratus, Colaptes melanochloros, Myiopsitta monachus, Hymenops perspicillatus, Pseudoleistes virescens, Embernagra platensis, Leistes loyca*). Para construir la tasa de presas del zorro, se tuvieron en cuenta especies de tamaño pequeño-mediano como cuises,

perdices y liebre europea (*Cavia aperea, Nothura maculosa, Rhynchotus rufescens, Lepus europaeus*) (en parches **PreZORRO1**, y en estaciones **PreZORRO2**, Farias & Kittlein, 2008; García & Kittlein, 2005). Para evaluar la intensidad de pastoreo en los parches se siguió el mismo procedimiento para calcular una tasa de captura de ganado (**Ganado**). Dado que la presencia o ausencia de depredadores tope puede afectar el uso de hábitat de las especies subordinadas, se incluyó la detección de puma como una variable categórica en el uso de hábitat en los parches (**Puma**) (Caruso et al., 2020; Zanón Martínez et al., 2022).

Figura 4.2. Fotografías de cámaras trampa de especies consideradas presa. (A) Jabalí (*Sus scrofa*), (B) Dama (*Dama dama*), (C) Carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), C) Liebre (*Lepus europaeus*).

Se definieron dos covariables asociadas a las visitas para evaluar la probabilidad de detección de las especies de carnívoros. La variable **Esfuerzo** que indica el tiempo (en días) que cada cámara estuvo activa y fue utilizada para modelar la detectabilidad a nivel de parche; y la variable **Ganado** que es la tasa de detección de ganado (expresada en individuos

por día), y que fue utilizada para modelar la detectabilidad a nivel de estación. En esta última se espera que el paso o la permanencia del ganado en el sitio afecte la detección de los carnívoros.

Previo al modelado y para cada escala de análisis se analizó la correlación entre las variables. Se calculó el índice de correlación de Pearson, y en los casos donde se identificaron valores altos de correlación (>0.7), se seleccionó una de las variables para el análisis posterior (Apéndice B, Tabla B.1 y B.2)

Tabla 4.1. Covariables seleccionadas para evaluar la ocupación, el uso de hábitat y la probabilidad de detección. Se presentan las covariables explicativas agrupadas en función de las tres dimensiones sobre las que se indago, y las hipótesis que se planteó para cada una. También se representa a partir de signos (+ / -) como se espera que afecten la ocupación/uso de hábitat de cada especie. Las casillas vacías indican que la covariable no se evaluó para la especie. Entre paréntesis, para cada covariable se indica para qué escala de análisis se midió y evaluó.

	Hipótesis	Covariable [unidades] (escala)	*Lycalopex gymnocercus*	*Leopardus geoffroyi*	*Conepatus chinga*	*Galictis cuja*	*Puma concolor*
CONJUNTO 1	En función de las **características de los parches y su conectividad**, se espera que parches de mayor tamaño, con poca influencia de la matriz y menos aislados, presenten una mayor ocupación en todas las especies. A mayor tamaño de los parches, se espera que haya una mayor disponibilidad de recursos y refugio. Parches menos aislados, y próximos entre sí garantizarían el movimiento de individuos entre ellos, por lo cual se espera que favorezca la ocupación.	Área [ha] (parche)	+	+	+	+	+
		Forma (parche)	-	-	-	-	-
		PROX (parche)	+	+	+	+	+
		DistVecino [m] (parche)	-	-	-	-	-
CONJUNTO 2	Se espera que aquellos parches o sitios con mayor influencia de las **perturbaciones antrópicas y de la matriz agrícola-ganadera**, presenten una menor ocupación/uso de hábitat en todas las especies. En el caso del puma se espera además que la presencia de ganado en los parches, pese a generar un disturbio en el pastizal, favorezca su presencia, ya que son una presa potencial. Para el resto de las especies, la mayor intensidad de pastoreo, tiene efectos sobre la estructura de los pastizales naturales, por lo cual se espera que la disponibilidad de refugio o de recursos para las especies se vea afectada.	Ganado [tasa] (parche)	-	-	-	-	+
		Agricultura - 1.5/3/6 Km [%] (parche)	-	-	-	-	-
		DenCaminos [m/Km^2] (parche)	-	-	-	-	-
		CobAgricultura [%] (estación)	-	-	-		
		DistCaminos [m] (estación)	-	-	-	-	-
		DistBorde [m] (estación)	+	+	+	+	+

	Hipótesis	Covariable [unidades] (escala)	*Lycalopex gymnocercus*	*Leopardus geoffroyi*	*Conepatus chinga*	*Galictis cuja*	*Puma concolor*
		DistActHumana [m] (estación)	+	+	+	+	+
CONJUNTO 3	Se espera que en aquellos sitios o parches, donde las especies cuentan con mayor proporción o coberturas que brinden **recursos o refugios**, la ocupación/ uso de hábitat sea mayor. Por último, se espera que la presencia de presas favorezca la ocupación/uso de hábitat, y que la presencia de un depredador tope como el puma tenga efectos negativos en el uso del espacio de las especies.	Forestación - 1.5/3/6 Km [%]	+	+			+
		Agua - 1.5 [%] (parche)				+	
		PrePUMA1, PreZORRO1, PreGATO1, Pre HURON1 [Tasa]	+	+			+
		PrePUMA2, PreZORRO2, PreGATO2 [Tasa]	+	+			+
		Forestación [presencia] (estación)		+			
		DistForestación [m] (estación)	-		-		
		CobAgua [%] (estación)				+	
		DistAgua [m] (estación)	-	-	-		
		Pastizal [presencia] (estación)	+	+	+		
		Puma [presencia]	-	-	-		
DETE	Se espera que la **probabilidad de detección** aumente en función del esfuerzo de muestreo y varíe entre especies. En este estudio, la tasa de detección de ganado fue utilizada como un	Esfuerzo [días] (parche)	+	+	+	+	+

	Hipótesis	Covariable [unidades] (escala)	*Lycalopex gymnocercus*	*Leopardus geoffroyi*	*Conepatus chinga*	*Galictis cuja*	*Puma concolor*
C C I Ó N	indicador indirecto de la presión ganadera en el sitio. Una mayor frecuencia de registros de ganado podría reflejar una mayor presencia o uso del área por parte del ganado doméstico, lo cual podría afectar negativamente la probabilidad de detección de los carnívoros, dado que se espera que ambas especies no coocurran en el mismo espacio y tiempo.	Ganado [tasa] (estación)	-	-	-		

Análisis de datos

Dado que los modelos son una simplificación de la realidad, pueden construirse múltiples modelos para describir un mismo fenómeno. Para cada especie se construyeron distintos modelos, que representan una hipótesis sobre la relación entre las variables y la ocupación y detección. Los modelos se evaluaron según el principio de parsimonia, priorizando los modelos más simples que expliquen mejor los datos. Las especies que fueron detectadas en menos del 10% de los sitios muestreados fueron excluidas del análisis, tanto para el modelado a escala de los parches, como de las estaciones (Cortelezzi et al., 2020) (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Resumen del total de detecciones de cada una de las especies y el porcentaje de sitios donde fueron detectadas, en función de las dos escalas de análisis (parches y estaciones de fototrampeo)

Especie	Total de detecciones independientes	Total de parches donde se detectó	Total de estaciones donde se detectó
Lycalopex gymnocercus	1396	28 (93%)	151 (76,6%)
Leopardus geoffroyi	151	21 (30%)	63 (31%)
Conepatus chinga	262	24 (80%)	74 (37,6%)
Galictis cuja	27	10 (33%)	14 (7,1%)
Puma concolor	14	6 (20%)	13 (6,6%)

Primero, se modeló la ocupación y detección para cada una de las especies a escala de paisaje considerando 30 sitios de muestreo (parches). Dado el tamaño limitado de la muestra, las variables predictoras se evaluaron individualmente, ya que el modelo no podía soportar múltiples variables simultáneamente. El modelado se realizó en tres pasos: (1) se evaluó el efecto del esfuerzo de muestreo (**Esfuerzo**) sobre la probabilidad de detección (p), manteniendo la ocupación constante (Ψ). (2) Luego, para modelar la ocupación a escala de paisaje, se evaluaron individualmente las covariables explicativas, manteniendo la probabilidad de detección constante. Finalmente, (3) se modeló en forma conjunta la ocupación y detección mediante modelos que incluyeron la variable Esfuerzo cuando fue

significativo, y una variable asociada a la ocupación. Esto se realizó con las variables cuyos modelos habían ranqueado por encima del modelo constante.

A una escala menor, dentro de los parches de pastizal, se evaluó el uso de hábitat de cada especie mediante modelos de uso de hábitat específicos para las estaciones de fototrampeo. En esta instancia, el modelado se realizó en dos pasos, en primer lugar, se estimó la probabilidad de detección en función de la tasa de detección de ganado (**Ganado**), manteniendo la ocupación constante. Si esta variable resultaba significativa o mejoraba el modelo constante, se incorporaba en los modelos de ocupación. Para evaluar el uso de hábitat se construyeron modelos saturados basados en las hipótesis previas (Tabla 4.1). Posteriormente, se aplicó un proceso de selección de variables mediante regresión hacia atrás, comenzando con un modelo que incluía todas las covariables. En cada iteración, se eliminaba la covariable con menor significancia (es decir, la que tenía el p-valor más alto), y el proceso se repitió hasta alcanzar el modelo con el menor valor de AIC.

En ambas instancias del modelado, los modelos obtenidos fueron evaluados utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC; Burnham y Anderson, 2002), seleccionando aquellos que estuvieron por encima del modelo constante [$\Psi(.)\ p(.)$], y que se encontraban dentro de las dos unidades de AIC con respecto al modelo mejor rankeado (ΔAIC < 2). A partir de los mejores modelos, se estimaron y graficaron las probabilidades para las distintas especies incluyendo los intervalos de confianza del 95%. Además, para cada parche se estimó y mapeó la probabilidad de ocupación de la especie tope (puma) teniendo en cuenta las características del parche. Todos los análisis fueron realizados con el paquete unmarked en R Studio (Fiske y Chandler, 2011).

Resultados

Al trabajar a escala de parches, se obtuvo al menos un modelo mejor que el constante para todas las especies; estos modelos incluyeron el esfuerzo de muestreo como un factor que influye de manera significativamente y positiva en en la probabilidad de detección (Fig. 4.3, Tabla 4.3).

Ocupación de las especies en los parches de Pastizal Serrano.

En tres especies los mejores modelos incluyeron variables asociadas a los parches. En el caso del zorro gris pampeano, el mejor modelo incluyó a la ocupación afectada por la densidad de caminos en torno al parche, aunque el parámetro de la variable no fue significativamente diferente de cero. Un resultado similar se obtuvo para el hurón menor, donde los mejores modelos incluyeron variables relacionadas a la disponibilidad de agua en los parches de pastizal, aunque estas no mostraron tener fuertes efectos sobre la ocupación en los parches. Por último, para el puma, el mejor modelo incluyó el tamaño del parche (Área), el cual impactó de forma positiva y significativa en la ocupación de la especie (Fig. 4.4, A). El segundo modelo mejor para el puma, incluyó la tasa de captura de presas, con un fuerte efecto positivo sobre la ocupación (Fig. 4.4, B). A partir del mejor modelo para puma (aquel que incluye el área como variable explicativa), se estimó la ocupación para los distintos parches de pastizal del sistema de Tandilia (Fig. 4.5). Los mejores modelos ranqueados para las especies, en función de los criterios establecidos en la metodología, se encuentran resumidos en la Tabla 4.3., y Tabla 4.B (Apéndice B)

Uso de hábitat de las especies de carnívoros en los parches de Pastizal Serrano

Se evaluó el uso de hábitat para el zorro gris pampeano, el gato montés y el zorrino, dado que el hurón menor y el puma se detectaron en menos del 10% de los sitios (Tabla 4.2). Los modelos que mejor explicaron el uso de hábitat en el pastizal se resumen en la Tabla 4.4. Para la probabilidad de detección en las estaciones de fototrampeo, la intensidad de pastoreo tuvo un efecto significativamente positivo sólo para el zorro gris pampeano (Tabla 4.4). Mientras que en el uso de hábitat, el mejor modelo incluyó la proporción de cobertura agrícola próxima a la estación, y la distancia a caminos. Esta última variable, mostró un impactó negativo (a menor distancia de los caminos, mayor uso) y significativo en el uso de hábitat (Fig. 4.6, A). En el caso del zorrino, el mejor modelo indicó que la presencia (detección) de puma en los sitios afecta negativamente el uso de hábitat de la especie (Tabla 4.4). Por último, para el gato montés, la disponibilidad de presas y los sitios forestados influyeron de manera positiva en el uso de hábitat por parte de esta especie (4.6, B), Tabla B.2 (Apéndice B)

Tabla 4.3. Los mejores modelos obtenidos (Δ AIC ≤ 2) para evaluar los efectos de las variables sobre la probabilidad de ocupación (Ψ) y la probabilidad de detección (*p*) de las especies de carnívoros en los parches de pastizal en el sistema de Tandilia. En negrita las variables cuyos parámetros fueron significativamente diferentes de cero (p<0.10). Covariables que conforaron los mejores modelos: Esfuerzo de muestreo (Esfuerzo), densidad de caminos en torno al parche (DenCaminos), proporción de cobertura correspondiente a agua (Agua - 1.5), proporción de cobertura correspondiente a pastizal inundable (Inundable - 1.5), superficie del parche evaluado (Área), taza de captura de presas de gran tamaño (PrePUMA1) y distancia al parche vecino más próximo (DistVecino)

Especie / Modelo	AIC	Δ AIC	n Par
Lycalopex gymnocercus			
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ DenCaminos)	126,11	0,00	4
p (.), Ψ (.)	141,99	14,69	2
Leopardus geoffroyi			
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (.)	180,76	0,00	3
p (.), Ψ (.)	188,54	7,78	2
Conepatus chinga			
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (.)	191,81	0,00	3
p (.), Ψ (.)	197,87	6,07	2
Galictis cuja			
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ Agua - 1.5)	94,50	0,00	4
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ Inundable - 1.5)	94,51	0,01	4
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (.)	94,89	0,39	3
p (.), Ψ (.)	97,46	2,96	2
Puma concolor			
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ **Área**)	61,48	0,00	4
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ **PrePUMA1**)	61,83	0,35	4
p (+ **Esfuerzo**), Ψ (+ DistVecino)	63,00	1,52	4
p (.), Ψ (.)	69,85	8,37	2

Tabla 4.4. Los mejores modelos de uso de hábitat en los parches de pastizal (Δ AIC ≤ 2). Se representa las fórmulas empleadas para estimar la probabilidad de detección (*p*) y uso de hábitat (Ψ). En negrita las variables cuyos parámetros fueron significativamente diferentes de cero (p<0.10). Covariables que conforaron los mejores modelos: TAza de captura de ganado (Ganado), distancia al camino más próximo (DisCaminos), proporción de cobertura correspondiente a agricultura (CobAgricultura), proporción de cobertura correspondiente a pastizal inundable (Inundable - 1.5), superficie del parche evaluado (Área), taza de captura de presas para el zorro gris pampeano (PreZORRO2), taza de captura de presas para el gato montés(PreGATO2), detección de puma en el sitio (Puma), distancia al borde del parche (DistBorde), distancia al parche vecino más próximo (DistVecino), y tipo de cobertura donde se instaló la cámara trampa (Forestación/Pastizal).

Especie / Formula	AIC	Δ AIC	n Par
Lycalopex gymnocercus			
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** + CobAgricultura)	951,76	0,00	5
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** + CobAgricultura + PreZORRO2)	951,7	0,02	6
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos**)	952,43	0,67	4
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** + CobAgricultura + PreZORRO2 - Puma)	953,29	1,53	7
p (**+ Ganado**), Ψ (.)	954,67	2,91	3
p (.), Ψ (.)	956,70	5,21	2
Conepatus chinga			
p (.), Ψ (- **Puma**)	628,13	0,00	3
p (.), Ψ (- DistBorde - Puma)	628,30	0,17	4
p (.), Ψ (- DistBorde - **Puma** + Pastizal)	628,73	0,60	5
p (.), Ψ (.)	629,49	1,36	2
Leopardus geoffroyi			
p (.), Ψ (+ **PreGATO2** + **Forestación**)	542,33	0,00	4
p (.), Ψ (+ **PreGATO2** + **Forestación** + Puma)	542,63	0,31	5
p (.), Ψ (+ **PreGATO2** + Forestación + Puma - DistForestación)	543,55	1,22	6
p (.), Ψ (.)	553,82	11,49	2

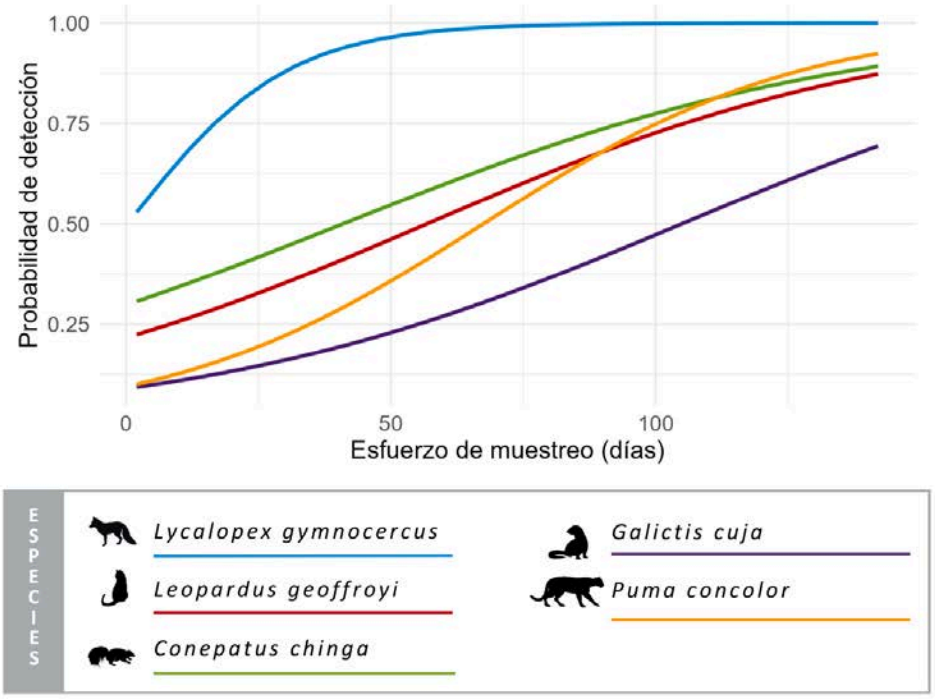


Figura 4.3. Probabilidad de detección estimada a partir de los mejores modelos para cada una de las especies de carnívoros, en función del esfuerzo de muestreo en los parches de Pastizal Serrano

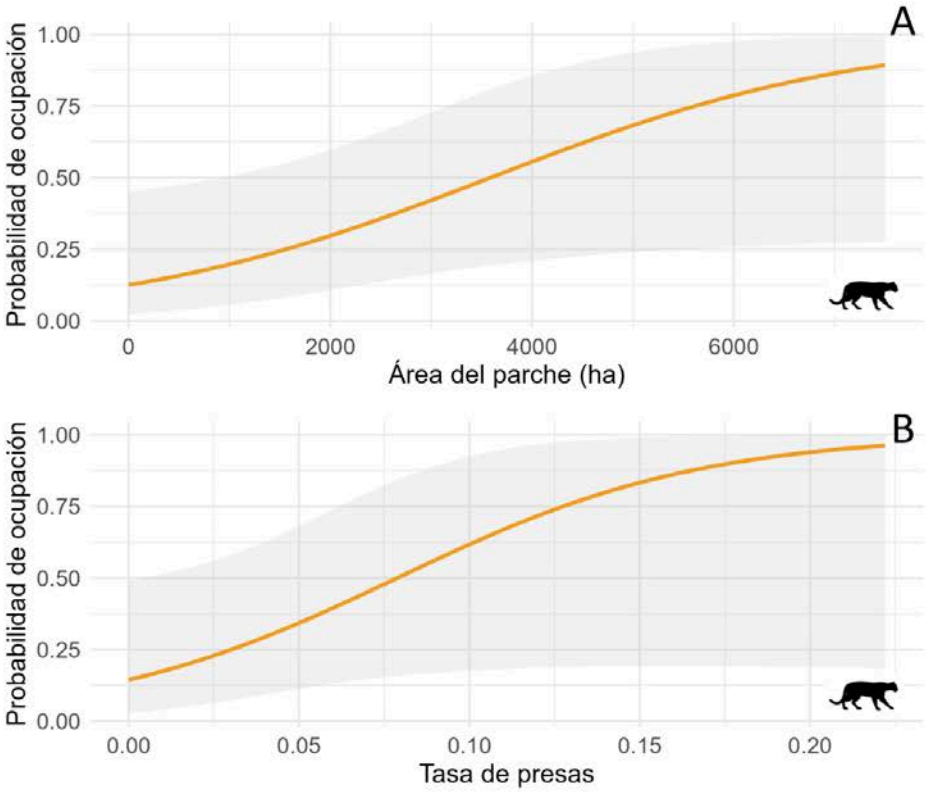


Figura 4.4. Probabilidad de ocupación para el puma en función de las dos variables predictoras que tuvieron un fuerte efecto en los dos mejores modelos obtenidos. Se representan los intervalos de confianza en el gráfico en tono gris claro.

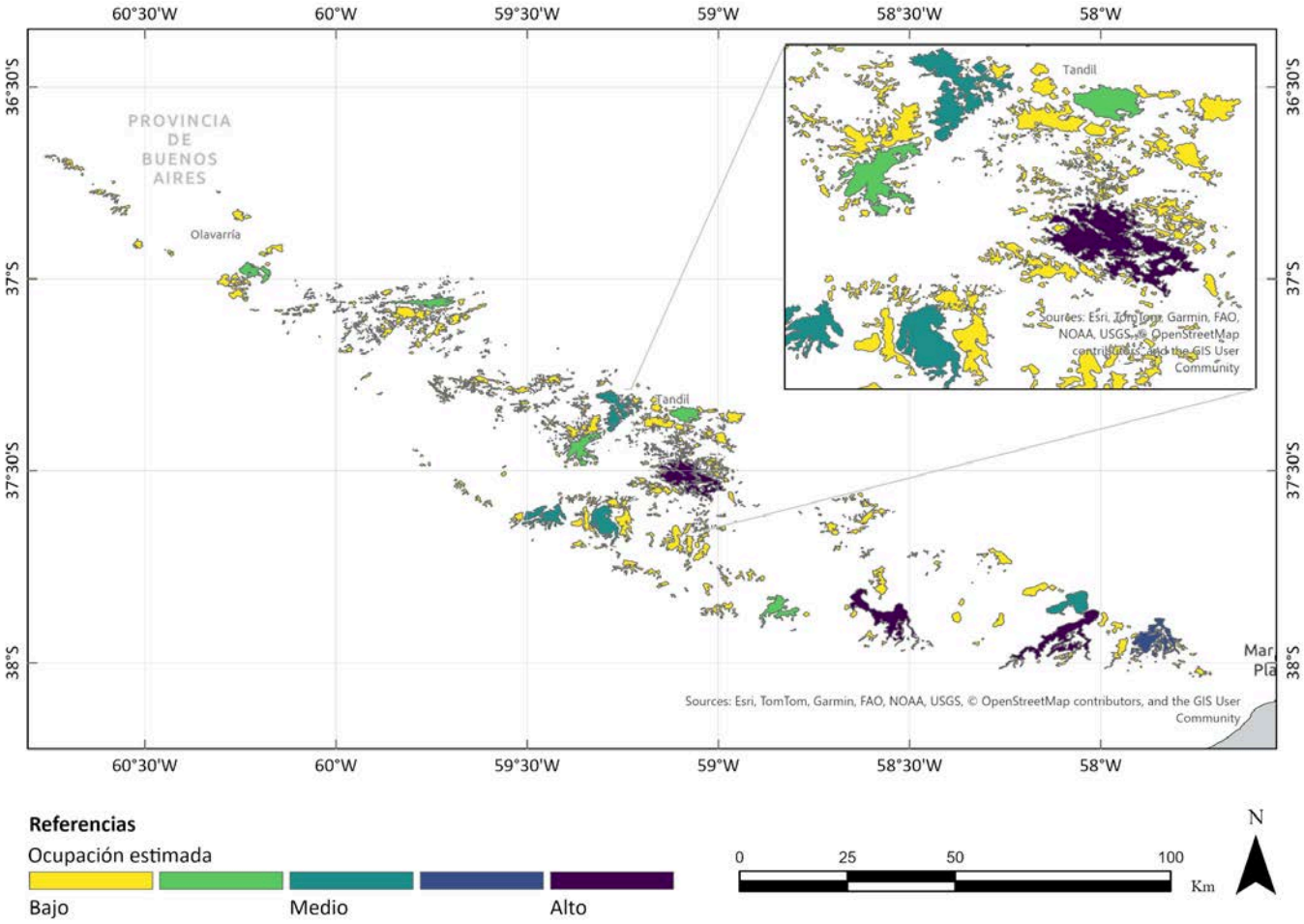


Figura 4.5. Probabilidad de ocupación del puma en función del tamaño de los parches de Pastizal Serrano en el sistema de Tandilia. Recuadro sup. izquierdo. Detalle de los parches en la zona central del sistema serrano.

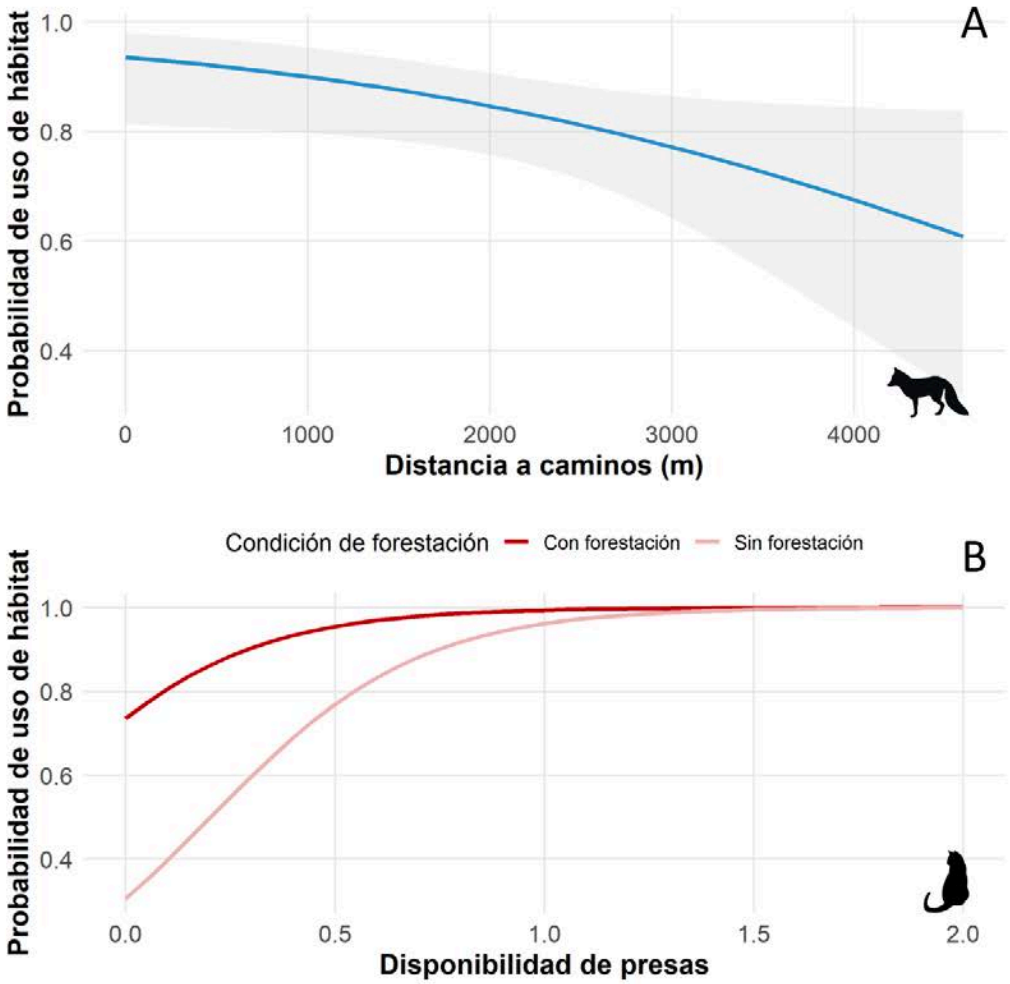


Figura 4. 6. Probabilidad de uso de hábitat estimada para (A) el zorro gris pampeano en función de la distancia a los caminos, y (B) para el gato montés en función de la disponibilidad de presas y los sitios forestados.

Discusión

En este trabajo se evaluó por primera vez cómo las características de los relictos de Pastizal Serrano del sistema de Tandilia influyen en la ocupación y en el uso de hábitat de los carnívoros. Los resultados muestran que la ocupación de los parches de pastizal varían según la especie, y en general, las variables asociadas a la disponibilidad de hábitat y recursos dentro de los parches son las que más afectan la ocupación. Al analizar el uso de hábitat de tres de las especies de carnívoros, se observaron patrones similares, las variables relacionadas con el hábitat y los recursos resultaron ser las más relevantes para explicar el uso. En cambio y contrarios a lo esperado, las variables asociadas a los disturbios antrópicos no mostraron efectos negativos significativos sobre el uso de hábitat en estos pastizales.

Los resultados obtenidos indican que el esfuerzo de muestreo fue un factor determinante en la probabilidad de detección de las especies en los parches de pastizal, coincidiendo con una de las hipótesis planteadas. De las cinco especies, el zorro gris pampeano mostró la mayor probabilidad de detección. Se observó que con menos esfuerzo, en comparación con las otras especies, el zorro es fácilmente detectable en los sitios. A nivel de las estaciones de fototrampeo, y contrario a lo esperado, los modelos obtenidos indican que la probabilidad de detección se ve afectada positivamente por la abundancia de ganado en el sitio; es decir, a mayor presencia (tasa de detección) de ganado, mayor es la probabilidad de detectar a la especie. Estos resultados podrían estar relacionados con los efectos indirectos que el pastoreo ejerce sobre la estructura del pastizal y la disponibilidad de presas. Según lo planteado por Pia et al. (2003) la alta carga ganadera genera una reducción en la cobertura vegetal y una mayor compactación del suelo debido al pisoteo, lo que disminuye la densidad de pequeños mamíferos y aumenta su vulnerabilidad a los depredadores. En este contexto no solo se facilitaria la captura de presas por parte del zorro, sino que también podría favorecer su desplazamiento por áreas con menor densidad de vegetación, incrementando así el uso de estos sitios y, por ende, su detectabilidad. Si bien, en este estudio no se analizó el impacto de la ganadería en el uso de hábitat, los resultados reflejan la necesidad de abordar esta pregunta en estudios futuros. Por último, respecto al resto de las especies, la probabilidad de detección aumentó de manera similar en función del esfuerzo de muestreo. En cambio, a escala de los sitios, la presencia o abundancia de ganado no mostró efectos significativos sobre la detección.

En el caso del zorro gris pampeano, se obtuvieron modelos que explican tanto la ocupación como el uso de hábitat. En ambas escalas de análisis, y de manera contraria a lo planteado en las hipótesis, las variables relacionadas con los caminos mostraron un efecto positivo sobre la ocupación y el uso del hábitat. Esto sugiere que, en los relictos de Pastizal Serrano, la especie tiende a ocupar y utilizar áreas próximas a los caminos. El zorro gris pampeano es reconocido por su buena tolerancia a las perturbaciones antrópicas y su capacidad para habitar ambientes modificados como cultivos y pasturas (Lucherini y Luengos Vidal, 2008; Luengos Vidal, 2009). En la región Pampeana, Gorosabel et al. (2023) encontraron que la presencia y densidad de la especie se asocia positivamente con los caminos pavimentados y los centros urbanos. Los autores sugieren que, además de la tolerancia de la especie, la disponibilidad de carroña generada por los atropellamientos en los caminos podría representar un recurso aprovechable por el zorro gris pampeano. Si bien los caminos pueden representar una amenaza debido al riesgo de atropellamiento (Seiler, 2000, Abba et al., 2022), la vegetación natural o seminatural que crece en

las banquinas pampeanas podría ofrecer buena disponibilidad de presas (Tikka et al., 2001; Rotholz y Mandelik, 2013; Ruiz-Capillas et al., 2013).

Los modelos obtenidos sugieren que la disponibilidad de presas y la presencia de cultivos en el entorno inmediato de los relictos de pastizal podrían influir positivamente en el uso del hábitat por parte del zorro gris pampeano. Si bien estas variables no resultaron significativas en los modelos, su tendencia es consistente con lo observado por Farías y Kittlein (2008) en otros ambientes de pastizal Pampeano, donde la dieta del zorro gris pampeano se vio modificada por la presencia de cultivos, favoreciendo el consumo de roedores del género *Calomys*, típicos de estos ambientes y escasos en los pastizales naturales (Busch et al., 1997). Los autores sostienen que la mayor abundancia y disponibilidad de estas presas en los cultivos haría que, desde el punto de vista energético, la búsqueda y depredación de estas presas resulte más rentable para los zorros explotar estos recursos, que buscar alternativas dentro de los pastizales naturales y densos, donde las presas son menos accesibles o abundantes. En este sentido, la selección de sitios rodeados de cultivos podría estar favorecida por el acceso a presas de fácil captura, lo que explicaría la tendencia observada en los modelos de uso de hábitat.

Para el gato montés, el análisis a escala de sitio permitió identificar las variables que explicarían su uso de hábitat en el Pastizal Serrano. En línea con las hipótesis planteadas, los resultados evidencian que tanto la disponibilidad de presas como la presencia de forestaciones influyen fuertemente en el uso de hábitat de la especie. La tasa de presas utilizada en este estudio se construyó a partir de las detecciones de aves pequeñas, debido a las limitaciones impuestas por la baja detección e identificación de roedores en las cámaras trampa. Si bien los estudios de dieta señalan a los roedores como el principal componente de la alimentación del gato montés, las aves constituyen el segundo grupo más frecuente de presas (Bisceglia et al., 2008; Guidobono et al., 2016; Manfredi et al., 2004). En este sentido, aunque la variable construida no representa de forma directa la dieta principal reportada en la literatura, los resultados obtenidos sugieren que la disponibilidad de aves en el pastizal sería un factor determinante en el uso de hábitat de la especie. A su vez, varias especies de aves comunes en la región Pampeana, tienden a usar las forestaciones o sitios próximos a ellas (Trofino Falasco, 2023; Weyland et al., 2014), lo cual podría explicar la preferencia del gato montés por sitios forestados.

En el caso del zorrino, no se identificaron variables que expliquen su ocupación en los parches de Pastizal Serrano. Sin embargo, al evaluar el uso del hábitat, la presencia de puma en los sitios mostró un efecto negativo sobre el uso del espacio por parte del zorrino, evidenciando una tendencia a evitar aquellas áreas donde el puma fue detectado. Este resultado coincide con la

hipótesis planteada y con lo reportado en otros estudios que analizaron la coocurrencia de ambas especies (Caruso, 2015; Zanón Martínez et al., 2022). Como se mencionó en el capítulo anterior, la segregación espacial es un mecanismo común entre carnívoros como estrategia para reducir situaciones de competencia o riesgo de depredación intragremial (Linnell & Strand, 2000; Schoener, 1974). En este caso, el puma ha sido señalado como un potencial depredador del zorrino (De Oliveira & Pereira, 2014) , lo que podría explicar los resultados obtenidos en este estudio.

Para el hurón menor se observó una tendencia positiva a ocupar parches con disponibilidad de agua, representada tanto por la cobertura de pastizal inundable como por la presencia de cuerpos de agua. La información disponible sobre la selección de hábitat de la especie es escasa, pero en general se la describe como un depredador activo que utiliza una amplia variedad de hábitats asociados a cuerpos de agua y con buena cobertura vegetal (Redford y Eisenberg, 1992), coincidiendo con los resultados obtenidos en este estudio. Además, el hurón menor es reconocido como un cazador especializado en pequeños mamíferos (Ebensperger et al., 1991; Yensen y Tarifa, 2003). Un estudio realizado en la Patagonia, señala que, si bien la especie frecuenta sitios próximos a cuerpos de agua, no parece depender exclusivamente de presas acuáticas o semiacuáticas, sino más bien de pequeños mamíferos (Delibes et al. 2005). En este sentido, los bordes de arroyos y los pastizales inundables en los agroecosistemas pampeanos pueden representar áreas clave, al funcionar como refugio para aves y roedores, presas relevantes en su dieta (Berzins et al., 2022; Busch et al., 1997). Esto sugiere que su vínculo con los ambientes asociados al agua podría estar más relacionado con la disponibilidad de presas terrestres que con la necesidad de explotar directamente recursos acuáticos. Si bien, en este estudio se incluyó la disponibilidad de presas como una variable en el modelado, esta no tuvo efectos sobre la ocupación en los parches, y no pudo incluirse en el modelado a escala de los sitios, dado que la especie se detectó en menos del 10% de los sitios. Estos resultados resaltan la necesidad de realizar más estudios enfocados en identificar las características que podrían explicar los patrones espaciales, tanto de ocupación y uso de hábitat de la especie.

En el caso del puma, las detecciones obtenidas nos permitieron analizar su ocupación en los parches de pastizal, identificando el tamaño del parche y la disponibilidad de presas de gran tamaño como factores clave. Considerando los valores de área de acción reportados para la especie (Elbroch y Wittmer, 2012), es esperable que los pumas seleccionen parches de mayor tamaño, ya que estos ofrecen mayores posibilidades de refugio y recursos. La relación entre tamaño del parche y ocupación ha sido reportada en otros estudios (Stoner et al., 2023), donde se concluye que el área mínima para que un parche sea ocupado debe ser proporcional al tamaño del área de acción de la especie. El área de acción del puma varía considerablemente a lo largo de su distribución, y en

Sudamérica se reportan valores que oscilan entre 24 km² y 211 km² (De Angelo et al., 2019). En nuestro sistema de estudio, el tamaño de los parches de pastizal van desde menos de 1 ha hasta 7000 ha, pero solo el 0.6 % supera las 2000 ha. Aunque no existen estimaciones específicas sobre el área de acción del puma en un paisaje fragmentado como el pampeano, es posible que los pocos parches de gran tamaño presentes sean suficientes para cubrir sus requerimientos mínimos, o bien que estén funcionando como "stepping stones" o corredores durante sus desplazamientos por la matriz agrícola-ganadera. En este sentido, Stoner et al. (2023) plantean que la ocupación de parches más pequeños que el área de acción típica de la especie podría explicarse pora tres razones principales: (1) una mayor concentración o vulnerabilidad de presas en esos sitios, (2) el establecimiento de territorios temporales o permanentes en parches reducidos, o (3) el uso de esos parches como escalas durante la dispersión hacia hábitats más grandes. Independientemente de la causa, nuestros resultados refuerzan la importancia del tamaño del parche como un factor que favorece la ocupación del puma. En un sistema como el de Tandilia, donde los parches de gran tamaño son escasos, estos espacios adquieren un valor estratégico como áreas clave para la conservación de la especie.

Los resultados indican que la abundancia de presas de gran tamaño en los parches de Pastizal Serrano favorece la ocupación del puma. Diversos estudios de dieta describen a esta especie como un depredador oportunista, que selecciona áreas con disponibilidad de presas medianas a grandes, aunque también puede alimentarse de pequeños roedores (Iriarte et al., 1990; Novaro et al., 2000; Guerisoli et al., 2021; Zanón Martínez et al., 2016; Zanón Martínez et al., 2023). En la ecorregión Pampeana, las poblaciones de grandes herbívoros nativos del pastizal pampeano que podrían ser potenciales presas para el puma, se encuentran severamente reducidas o restringidas a sitios relictuales, como el caso de los venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) y guanacos (*Lama guanicoe*) (Carmanchahi et al. 2019; Merino et al. 2019). Sin embargo, en las últimas décadas, se ha registrado un aumento de poblaciones de herbívoros exóticos introducidos en la región Pampeana, como el ciervo axis (*Axis axis*) y el chancho jabalí (*Sus scrofa*) (Lizarralde, 2016). A esto se suma la expansión del carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), que ha colonizado amplias áreas de la región pampeana (Doumecq Milieu et al. 2012). Tal como se planteó en la hipótesis, estas especies podrían estar actuando como presas disponibles para el puma en el Pastizal Serrano de Tandilia influyendo en el uso del espacio por parte de esta especie, lo que a, resalta el rol de la disponibilidad de recursos tróficos en la ocupación de este depredador tope.

En términos generales, los resultados obtenidos sugieren que la disponibilidad de recursos y la presencia de hábitats favorables para acceder a ellos son factores clave en la selección de sitios por

parte de los carnívoros en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia. Estos recursos no solo se encuentran en los pastizales naturales, sino también en hábitats seminaturales generados o modificados por las actividades humanas y la matriz agroganadera, como las forestaciones o los bordes de caminos. Considerando la extensa transformación que ha experimentado la ecorregión Pampeana, y la plasticidad y tolerancia que caracteriza a los carnívoros presentes en la región, es esperable que estas especies se hayan adaptado y exploten los recursos alternativos que ofrece un agroecosistema como el pampeano. Los disturbios antrópicos evaluados no parecen ser factores determinantes en la ocupación ni en el uso del hábitat por parte de los carnívoros. Sin embargo, el hecho de que estas variables no afectan los patrones espaciales de uso, no implica que otras dimensiones del nicho ecológico, como el uso temporal del espacio o la dieta, no se vean influenciadas.

Los resultados de este capítulo aportan al conocimiento sobre los patrones espaciales de los carnívoros en el sistema de Tandilia. Dado que los refugios naturales son escasos en la región, comprender cómo sus características y la matriz agrícola-ganadera influyen en estas especies es fundamental para diseñar estrategias de conservación efectivas. En la ecorregión pampeana, el espacio es un recurso en constante disputa entre la fauna y las actividades humanas, donde estas últimas llevan la ventaja. Sin embargo, la coexistencia es posible si se implementan herramientas de manejo que equilibren las necesidades ecológicas de las especies con los intereses productivos.

Capítulo 5 - Corredores ecológicos para la conservación de los carnívoros de Tandilia

Resumen

El diseño de corredores ecológicos se destaca como una estrategia clave para la conservación de la conectividad entre poblaciones, ante la pérdida y fragmentación del hábitat. El diseño corredores ecológicos para más de una especie (corredores multiespecies) garantiza que los corredores no solo funcionen como áreas que favorezcan el movimiento de especies focales sino que también permitan el flujo de los procesos ecosistémicos que las acompañan. En tal caso, dado los requerimientos espaciales desempeñan un papel crucial en el funcionamiento de los ecosistemas al regular la estructura y la dinámica de las comunidades, los carnívoros son una buena alternativa para el diseño de corredores. El objetivo principal de este capítulo fue identificar y mapear sitios y áreas prioritarios que puedan actuar como corredores ecológicos entre los parches de Pastizal Serrano. Se realizó un análisis de conectividad utilizando modelos de caminos de menor costo y teoría de circuitos. Para ello, se generaron modelos de aptitud de hábitat combinando variables ambientales y antrópicas, a partir de los cuales se generaron superficies de resistencia. Como resultado, se identificaron áreas de alta idoneidad de hábitat para carnívoros en la ecorregión pampeana, entre las que se encontraron los remanentes de Pastizal Serrano de Tandilia. Se identificaron corredores potenciales y caminos de menor costo para las cinco especies de carnívoros, los cuales se combinaron para obtener corredores multiespecies. El análisis de centralidad permitió identificar remanentes de pastizales cruciales para la conectividad general del sistema, principalmente en la zona central del sistema serrano. Estos hallazgos abordan los desafíos asociados con la fragmentación del hábitat en la

ecorregión pampeana y brindan pautas para futuras investigaciones y acciones de conservación de carnívoros.

Introducción

La pérdida de hábitat y la fragmentación de los ecosistemas son una de las principales amenazas a la biodiversidad (Pereira, 2010; Rands et al., 2010; Yuan et al., 2024). Como resultado de estos procesos, los hábitats nativos quedan restringidos a parches rodeados por una matriz de tierras agrícolas u otros usos del suelo que, en mayor o menor medida, provocan cambios tanto en el medio físico como en las poblaciones de vida silvestre que los habitan (Saunders et al., 1991). Frente a esta problemática, han surgido diversas estrategias y herramientas de conservación, como por ejemplo, la creación de extensas áreas naturales protegidas o la implementación de políticas basadas en incentivos económicos para frenar el reemplazo de las coberturas naturales (Sims, 2014; Batáry et al., 2015; de Vries y Hanley, 2016; Timmers et al., 2022). Si bien, las medidas que promueven la conservación de superficies de áreas naturales han demostrado ser de utilidad, no son suficientes (Hilty et al., 2021). En los ecosistemas terrestres dominados por el hombre, como resultado de la intensificación de la actividad humana, los fragmentos de áreas naturales (protegidos o no) están cada vez más aislados (Wittemyer et al., 2008). Estas áreas quedan inmersas en una matriz que actúa en mayor o menor medida como un filtro al movimiento de las especies y los procesos ecosistémicos que las acompañan (Timmers et al., 2022).

En los últimos años, ha surgido un enfoque de conservación centrado en estrategias dirigidas a conservar, fortalecer o restaurar la conectividad entre los fragmentos de hábitat de ecosistemas afectados por la pérdida y fragmentación (Grass et al., 2019; Hilty et al., 2021). El diseño de corredores ecológicos se destaca como una estrategia clave para la conservación de la conectividad (Gilbert et al., 1998; Damschen et al., 2006). Los corredores facilitan el movimiento de individuos entre parches y poblaciones discretas, mantienen los procesos ecológicos y contribuyen a mitigar los efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad, promoviendo la conservación a una escala mayor que la ofrecida por las áreas protegidas individuales (Gilbert et al., 1998; Damschen et al., 2006; Hagen et al., 2012; Nuñez et al., 2013; Hilty et al., 2008).

Diseñar corredores ecológicos para más de una especie (corredores multiespecies) es fundamental al momento de planificar estrategias que promuevan la conectividad del

paisaje; de esta manera, se garantiza que los corredores no solo funcionen como áreas que favorezcan el movimiento de especies focales sino que también permitan el flujo de los procesos ecosistémicos que las acompañan (Liu et al., 2018; Ersoy et al., 2019). Por lo general, el diseño de corredores multiespecie se piensa en términos de especies paraguas, las cuales, suelen tener requerimientos amplios de espacio y de recursos. Este es el caso de los carnívoros, dónde el diseño de corredores ecológicos o áreas protegidas favorece indirectamente a muchas otras especies (Caro, 2010). Además, si al diseñar corredores multiespecie, se seleccionan especies con requerimientos ecológicos similares, se obtiene como resultado un aumento de la eficiencia y reduce los costos en comparación con los corredores diseñados para grupos ecológicos distintos (Brodie et al. 2015).

Los carnívoros desempeñan un papel crucial en el funcionamiento de los ecosistemas al regular la estructura y la dinámica de las comunidades a través de la presión por depredación y competencia (Terborgh y Estes, 2010). En ambientes fragmentados, la configuración y las características de los parches de hábitat natural son factores clave para la persistencia de las poblaciones que los habitan, y los efectos que estas variables tienen sobre ellas pueden variar según el grupo de especies estudiado. En el caso de los carnívoros, y debido a sus grandes requerimientos espaciales, en ocasiones el tamaño de los parches naturales puede ser demasiado pequeño para sostener poblaciones estables (Gittleman, 1989). Además, el grado de aislamiento de los parches y la calidad de la matriz circundante también pueden influir en su ocupación (Prugh et al., 2008).

Las modificaciones del paisaje originadas por las actividades humanas generan elementos como zonas de transición entre hábitats naturales y áreas de cultivo, así como estructuras lineales, como alambrados y caminos, que pueden influir significativamente en las especies de carnívoros. Estas estructuras, particularmente los vallados o alambrados, y los caminos, pueden actuar como barreras que limitan el movimiento de los individuos, afectando procesos clave como la dispersión y el flujo genético dentro de las poblaciones (Fahrig y Rytwinski, 2009; Cozzi et al., 2013; Vaeokhaw et al., 2020). En particular, los caminos representan un riesgo por la mortalidad por colisiones y generan además condiciones de contaminación acústica y estímulos visuales que resultan en impactos negativos sobre las especies (Červinka et al., 2015). Al mismo tiempo, los caminos suelen

conservar porciones de hábitat a ambos lados que pueden actuar como vías de comunicación y dispersión para algunas especies (Seiler, 2000). En este contexto, el diseño de corredores ecológicos específicos para carnívoros, que integren las problemáticas asociadas a su movilidad en paisajes modificados, ha sido el foco de numerosos estudios recientes (Castilho et al., 2015; Rio-Maior et al., 2019; González-Saucedo et al., 2021; DeMatteo et al., 2023).

El sistema serrano de Tandilia mantiene relictos de pastizal pampeano y alberga cinco especies de carnívoros. Aunque estas áreas de pastizal nativo son relativamente pequeñas (< 7000 ha), desempeñan un papel crucial como refugio para los carnívoros (Bilenca y Miñarro, 2004; Valicenti et al., 2010; Velasco et al., 2013; Vera et al., 2021; Aranguren et al., 2023; Trofino-Falasco et al., 2023; Aranguren et al., 2025). Sin embargo, es posible que estos relictos no sean lo suficientemente grandes como para garantizar la permanencia de estas especies dentro de ellos. Los recursos disponibles en los relictos podrían ser insuficientes para cubrir las necesidades de las especies, lo que las obligaría a desplazarse en busca de alimento, refugio o parejas reproductivas. Además, algunas especies, como el puma, tienen áreas de acción que pueden exceder ampliamente la superficie de estos relictos. Los procesos de dispersión son fundamentales para mantener la dinámica poblacional y la viabilidad genética de las especies (Sweanor et al., 2000; Elbroch et al., 2009).

Como ya se abordó en los capítulos previos, las especies de carnívoros estudiadas, se consideran especies generalistas, con buena capacidad de adaptación a los disturbios, lo que les ha permitido persistir o recuperarse en el sistema Pampeano. La disponibilidad de hábitat o recurso que brindan los parches, como se vio en el capítulo 4, son de gran valor para las especies. Sin embargo, al hacer uso de los ambientes que ofrece la matriz, o moverse entre parches expone a los carnívoros a diversas amenazas como la mortalidad por atropellamiento, la pérdida de recursos y el conflicto con actividades humanas. Dado el nivel de fragmentación y degradación de la región, y la relevancia de los parches de pastizales como refugios esenciales, resulta fundamental desarrollar estrategias que favorezcan su conservación y promuevan la conectividad entre estas áreas naturales. En este contexto, se plantearon los siguientes objetivos.

Objetivo general

Identificar y mapear sitios y áreas prioritarias para conservar, promover o restaurar la conectividad en el sistema de Tandilia.

Objetivos específicos

1. Identificar sitios claves para la conectividad del sistema de parches de pastizal serrano.
2. Identificar y mapear posibles corredores ecológicos para las especies de carnívoros en el sistema de Tandilia

Metodología

La metodología consta de varias etapas de análisis para mapear los corredores e identificar la contribución de los elementos del paisaje a la conectividad en el sistema de Tandilia. Para el análisis, se trabajó con datos de ocurrencia de las cinco especies de carnívoros nativas: zorro gris pampeano, gato montés, zorrino común, hurón menor y puma. Se construyeron bases de datos de ocurrencia para cada especie con los registros obtenidos en los muestreos con cámaras trampa (ver Capítulo 2) y se completaron con registros para la ecorregión Pampeana, disponibles en el Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (https://doi.org/10.15468/dd.p8neyx). Esta base de datos, como ya se mencionó, es una herramienta útil para obtener información sobre la ocurrencia de las especies a gran escala, y han facilitado y agilizado el trabajo de la recolección de datos (Beck et al., 2014), sin embargo, aún presentan vacíos (gaps) de información que podrían condicionar los análisis y los modelos (Huang et al. 2020). Para este estudio, teniendo esto en cuenta, y luego de hacer un análisis exploratorio de los registros disponibles para Argentina, se limitó la búsqueda sólo a la ecorregión Pampeana. La información obtenida fue filtrada para el área de estudio y posteriormente procesada, eliminando registros duplicados, inválidos y cuyas coordenadas coincidían con centros urbanos.

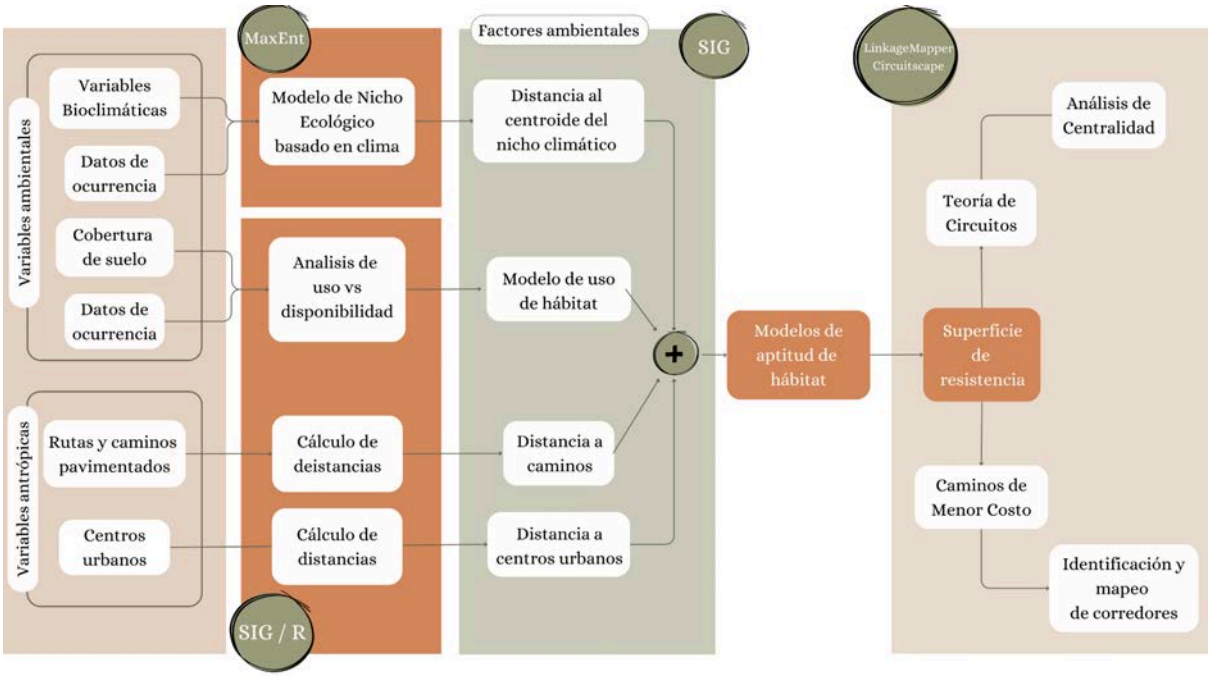


Figura 5.1. Resumen del flujo de trabajo y las etapas de análisis que se siguieron para el mapeo de los corredores ecológicos.

Para analizar la conectividad funcional del paisaje de los cinco carnívoros, es fundamental considerar las características de su hábitat. El hábitat de una especie puede definirse por los componentes bióticos y abióticos del paisaje que utilizan los individuos (p. ej., alimento, cobertura, refugio), partiendo del supuesto de que estos elementos son esenciales para su supervivencia, reproducción y movimiento a través del paisaje (Beier et al., 2008). Los modelos de aptitud de hábitat, desarrollados utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG) y otras herramientas, relacionan la aptitud con capas ráster que representan diversos factores ambientales (p. ej., cobertura del suelo, distancia a carreteras, elevación, entre otros) (Beier et al., 2007). Siguiendo parcialmente la metodología propuesta por Gonzalez-Saucedo et al. (2021) para desarrollar modelos de hábitat que representarán los requerimientos de cada especie, se definieron cuatro factores ambientales (Fig. 5.1.). Dos de ellos fueron construidos a partir de variables ambientales y datos de ocurrencia: (1) un modelo de idoneidad climática y (2) un modelo de uso del hábitat, que analiza el uso de la cobertura del suelo versus la disponibilidad. Los dos factores restantes se obtuvieron a partir de mediciones de distancia a caminos y centros urbanos (3 y 4), dos variables asociadas a perturbaciones antropogénicas que son importantes en el caso

de los carnívoros (De Angelo et al., 2013). Todos los análisis realizados en este apartado se hicieron utilizando el software libre R versión 4.2.2 (R Core Team 2022) y ArcGIS Pro 3.1 (Esri 2023).

Modelos de idoneidad climática

Se construyeron modelos de idoneidad climática basados en el enfoque de Modelado de Nicho Ecológico (MNE) ofrecido por MaxEnt, una herramienta de modelado de máxima entropía (Phillips et al., 2006). A partir de datos de presencia, este método estima funciones que relacionan las variables ambientales y la idoneidad del hábitat para aproximar el nicho y la distribución geográfica potencial de cada especie (Phillips et al., 2006). En este trabajo se utilizaron 19 capas raster correspondientes a variables bioclimáticas (Apéndice C, Tabla 1.C), con una resolución de 30 segundos ($\backsim$ 1 km^2), obtenidas de la plataforma WorldClim (Fick y Hijmans, 2017). Para evitar la correlación entre variables, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), reduciendo así su dimensionalidad. Se seleccionaron y luego se trabajó con las Componentes Principales (CP), que acumularon más del 90% de la variabilidad de los datos. Dado que son ortogonales, es decir, independientes entre sí, no están correlacionados, lo que los convierte en una excelente alternativa para utilizar como variables predictoras en el MNE (Cruz-Cárdenas et al., 2014).

Para reducir la autocorrelación espacial en los datos de ocurrencia, se utilizó el paquete *spThin* en R (Aiello-Lammens et al., 2015) para aplicar un filtrado espacial según el área de acción de las especies estudiadas. Se estableció una distancia mínima de 5 km para filtrar registros de especies pequeñas y medianas, y un mínimo de 15 km para los datos de pumas. Este enfoque se basó en estudios previos sobre el área de distribución y comportamiento espacial de las especies (Lucherini y Luengos-Vidal, 2008; Castillo et al., 2011; Elbroch y Wittmer, 2012; Manfredi et al., 2012; Aiello-Lammens et al., 2015; Luengos-Vidal et al., 2016).

A partir de los datos de ocurrencia y las variables bioclimáticas, se construyeron y evaluaron varios modelos de nicho utilizando el paquete *kuenm* en R (Cobos et al., 2019), que utiliza como algoritmo de modelado a MaxEnt (máxima entropía). Se trabajó con diferentes combinaciones de los parámetros para el modelado, presentadas en la Tabla 5.1.

Los modelos obtenidos para cada combinación se evaluaron para obtener una salida final en bruto ("output raw") de los valores del mejor modelo, que representan una tasa de ocurrencia relativa (ROR). Esta salida de MaxEnt mide directamente la idoneidad del hábitat en función de las variables analizadas, sin hacer suposiciones sobre la prevalencia de las especies o las probabilidades de detección (Merow et al., 2013).

Tabla 5.1. Configuración del paquete *kuenm*. Descripción del proceso de calibración y selección de modelos de nicho. Funciones base para la transformación de variables explicativas: Lineal (l), cuadrática (q), producto (p), umbral (t), bisagra (h).

1- Parámetros empleados para el modelado.	
Parámetro de regularización	0.1, 0.5, 1, 2, 3, 4
Combinación de funciones de base	l, q, p, t, h, lq, lp, lt, lh, qp, qt, qh, pt, ph, th, lqp, lqt, lqh, lpt, lph, lth, qpt, qph, qth, pth, lqpt, lqph, lqth, lpth, qpth, lqpth
Set de predictores	Un set de 19 variables
2- Selección del modelo	
Criterio de selección 1	Significancia estadística (partial ROC)
Criterio de selección 2	Capacidad de predicción (tasa de omisión)
Criterio de selección 3	Complejidad del modelo (AICc)
3- Construcción del modelo final	
- El modelo final se obtuvo promediando 30 modelos, obtenidos por remuestreo bootstrap del modelo final. - Salida: Salida en bruto (raw output)	

Dado que los MNE obtenidos incluyen todos los sitios que cumplen con las mismas condiciones climáticas bajo las cuales se registró la especie, puede que se esté sobreestimando la distribución geográfica de la misma (Illoldi-Rangel y Escalante, 2008). Para evitar esto, se aplicó un umbral en el percentil 10, eliminando regiones con valores de ROR menores al 10% de los registros de ocurrencia. Este enfoque supone que el 10% de los registros en sitios menos representativos no corresponden al hábitat general de la especie, por lo que deben omitirse (Illoldi-Rangel y Escalante, 2008; Morrow, 2019). Como resultado,

se obtuvo un mapa binario para cada especie que muestra su distribución potencial en la ecorregión pampeana.

A partir de estos mapas binarios, se construyeron los mapas finales de idoneidad climática utilizando un enfoque de distancia al centroide del nicho (DCN) (González-Saucedo et al., 2021). Bajo este enfoque se supone que las condiciones ecológicas ideales para una especie se encuentran en el centroide de su nicho multivariado en el espacio ambiental y que conforme se alejan las condiciones de dicho centroide, la aptitud ambiental disminuye (Yañez et al., 2020). Se calculó el centroide del nicho climático como la media de cada uno de los cuatro CP utilizados para el MNE. Luego, utilizando el software R, se calculó la distancia euclidiana entre el centroide del nicho y el valor de cada píxel dentro del área de distribución potencial (Martínez-Meyer et al., 2013; Jolliffe y Cadima, 2016). Las capas ráster de distancia obtenidas se reescalaron linealmente entre cero y uno. El cero fue asignado al valor más lejano, y uno, al valor más cercano al centroide del nicho climático, lo que representa la idoneidad más baja y más alta, respectivamente (Fig. 5.2). Una vez obtenida la capa ráster DCN, esta fue remuestreada utilizando el método del vecino más cercano para generar una capa con un tamaño de celda de 30 x 30 m.

Análisis de uso versus disponibilidad de la cobertura de suelo

Para incluir las características de la cobertura del suelo que contribuyen a la presencia de cada especie en el paisaje, se realizó un análisis de uso versus disponibilidad de hábitat. Para ello, se trabajó con la información de la cobertura de suelo de la ecorregión Pampeana, resumida previamente en el Capítulo 4 (ver Apéndice B, Tabla B.1). Se realizó un análisis de uso versus disponibilidad de hábitat para cada especie. Para cuantificar el uso del hábitat, se calculó la frecuencia de registros de cada especie para cada tipo de cobertura terrestre (forestación; pastizal inundable; pastizal; agricultura o pastura; sin vegetación y cuerpos de agua). Luego, para estimar la frecuencia esperada (disponibilidad de uso), se realizó un buffer alrededor de cada registro en función del tamaño del área de acción reportado para cada especie: zorro gris pampeano, 2.6 Km^2 (Lucherini y Luengos-Vidal, 2008), gato montés, 8.8 Km^2 (Manfredi et al., 2012), zorrino común, 2.8 Km^2 (Castillo et al., 2011), hurón menor 4.7 Km^2 (Luengos-Vidal et al., 2016), y puma, 211 Km^2 (Elbroch y

Wittmer, 2012), y se calculó la proporción de cada tipo de cobertura terrestre. Se realizó una prueba de bondad de ajuste de Chi-cuadrado para evaluar si existían diferencias significativas entre lo que la especie utiliza y lo que está disponible. En los casos en que las frecuencias esperadas fueron menores a cinco, se aplicó la corrección de Yates. En el caso particular del puma, debido a la baja cantidad de registros, se agruparon las categorías de tipo de cobertura para llevar a cabo la prueba de Chi-cuadrado.

Para identificar si las especies prefieren o evitan algún tipo de cobertura terrestre en particular o si utilizan la cobertura terrestre en función de la disponibilidad, se calcularon los intervalos de confianza utilizando el método de Bonferroni con el programa HaviStat v2.4 (Neu et al., 1974; Montenegro et al., 2014). Una vez que se determinó el uso de diferentes tipos de cobertura terrestre por parte de cada especie, se reescalaron linealmente los valores de uso de diferentes categorías entre -1 (cobertura evitada) y 1 (cobertura seleccionada) (Fig. 5.2).

Distancia a caminos y centros urbanos

Se obtuvieron las capas vectoriales de caminos pavimentados y asentamientos urbanos provistas por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, https://www.ign.gob.ar/). Utilizando la herramienta Acumulación de Distancias de ArcGIS Pro 3.1, se creó una capa ráster con una resolución de 30 x 30 m para cada variable, donde cada píxel representa valores de distancia a caminos y distancia a centros urbanos. Una vez obtenidas las capas con valores de distancia, se escalaron linealmente los valores entre 0 (correspondientes a los píxeles con menor distancia a los caminos) y 1 (correspondiente a la celda con la mayor distancia a caminos) (Fig. 5.2).

Modelos de idoneidad de hábitat para la ecorregión Pampeana

Empleando herramientas SIG, se combinaron las capas reescaladas para construir modelos de aptitud de hábitat para cada especie. Los valores obtenidos para cada píxel incluyen idoneidad climática, preferencia de cobertura del suelo y perturbaciones antropogénicas (distancia a caminos y centros urbanos). Este procedimiento dio como resultado capas donde los píxeles obtuvieron valores entre -1 y 4, donde los valores más

altos reflejan las mejores condiciones de hábitat disponible y los valores bajos las condiciones más desfavorables para la especie (Fig. 5.2).

Para evaluar la aptitud de hábitat de la ecorregión Pampeana para las cinco especies, se clasificaron los valores obtenidos de las capas raster en tres categorías de aptitud de hábitat: baja, media y alta. Una vez obtenida esta reclasificación, se estimó la proporción de píxeles en cada categoría, considerando tanto la totalidad de la ecorregión Pampeana como cada una de sus subdivisiones (Pampa Austral, Pampa central semiarida, Pampa central subhúmeda, Pampa Mesopotámica, Pampa Ondulada y Pampa Deprimida) según la clasificación de Brown y Pacheco (2006).

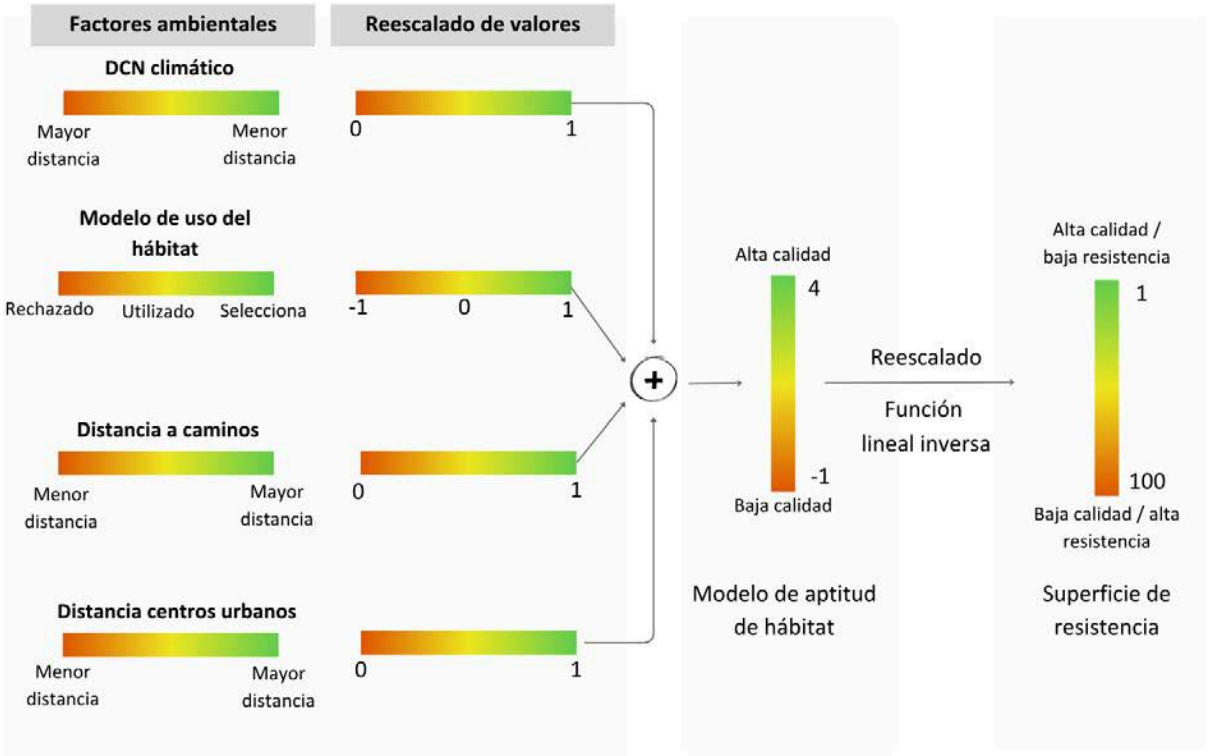


Figura 5.2. Diagrama de la relación entre los factores ambientales y sus valores escalados utilizados para el modelo de hábitat. Los cuatro factores ambientales medidos se representan tal como fueron escalados. Finalmente, se muestra la construcción del modelo de idoneidad del hábitat y la superficie de resistencia. En las escalas, el color verde representa las mejores condiciones y valores favorables para la especie, mientras que el rojo representa lo contrario.

Modelado de la conectividad en el sistema de Tandilia

Para analizar la conectividad, se emplearon la teoría de circuitos (McRae et al., 2008) y los modelos de menor costo (Adriaensen et al., 2003), ya que ambos enfoques han sido empleados en el análisis de conectividad y han demostrado ser útiles (LaRue y Nielsen, 2008; Carroll et al., 2012; Etherington, 2016; Belote et al., 2016). Para aplicarlos, se redujo la escala de análisis, centrando el foco en el sistema serrano de Tandilia. Se identificaron y seleccionaron aquellos remanentes de pastizales con una superficie mayor a 500 ha (áreas núcleo) para luego analizarlos y conectarlos mediante corredores. Finalmente, para delimitar el área de estudio, se aplicó un buffer de 15 km alrededor de todos los remanentes mapeados, en función del rango de acción o del puma, ya que es la especie que presenta mayor área) (Fig. 2.3).

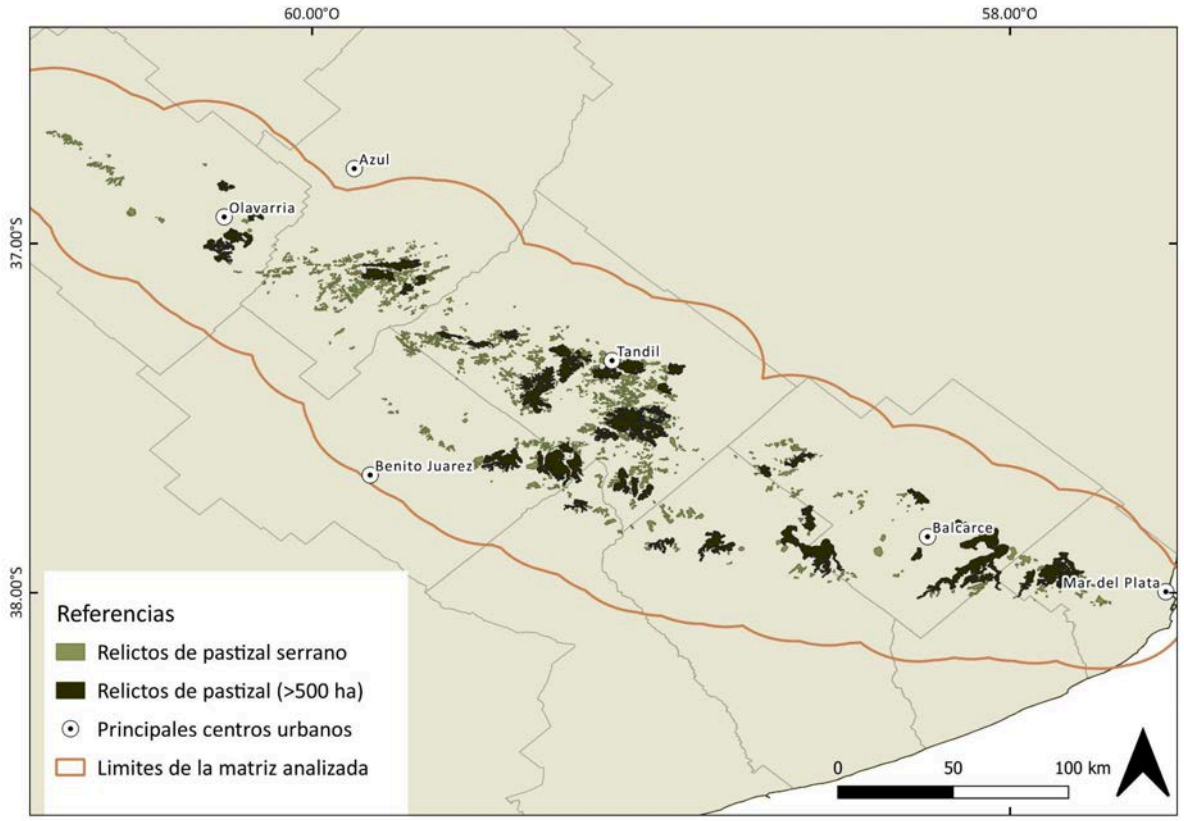


Figura 5.3. Área de estudio y relictos seleccionados para el análisis de conectividad en el sistema de Tandilia.

Los modelos de teoría de circuitos y de menor costo requieren una superficie de resistencia que representa el esfuerzo relativo que requiere un organismo para ocupar un píxel en un mapa (Wade et al., 2015). En este estudio, se asumió que la aptitud de hábitat es sinónimo de permeabilidad, es decir, el grado en que el paisaje permite el paso de organismos o procesos ecológicos (Singleton et al., 2002), y está inversamente relacionada con la resistencia (Beier et al., 2007; Pullinger y Johnson, 2010). Estos modelos de resistencia, pueden considerarse como un conjunto de puntuaciones donde el extremo de la escala refleja baja resistencia, es decir, alta calidad del hábitat, y el otro extremo alta resistencia, es decir, baja calidad del hábitat (Beier et al., 2008). Con esto en mente, se construyó una capa de resistencia aplicando una función lineal inversa para reescalar los valores linealmente entre 1 y 100 de la capa de aptitud de hábitat. Esto dio como resultado un mapa de resistencia para cada especie, donde las celdas con valores de 1 corresponden a celdas con valores más altos en la capa de idoneidad del hábitat (valor de 4), y 100 corresponde a los peores valores de idoneidad del hábitat para la especie (valor de -1) (Fig. 5.2).

Empleamos los modelos de camino de menor costo para identificar y mapear áreas que pudieran servir como corredores ecológicos entre los remanentes de pastizales en el sistema de Tandilia (Adriaensen et al., 2003). Para ello, se utilizó Linkage Mapper3.1 (McRae y Kavanagh, 2011), este programa permite la identificación de corredores en función de la distancia euclidiana máxima o una distancia ponderada por costos, entre otros criterios.

Una vez obtenidos los corredores y los caminos de menor costo (LCP, por sus siglas en inglés “Least Cost Path”) para cada especie, se evaluó la calidad de cada enlace obtenido calculando la relación entre la distancia ponderada por el coste y la distancia euclidiana, es decir la permeabilidad. Esta métrica refleja la permeabilidad de cada LCP para cada especie, en donde los enlaces que atraviesan una gran cantidad de hábitat de baja resistencia son más permeables que los enlaces que atraviesan hábitat de alta resistencia (McRae y Kavanagh, 2011). Para analizar si existen diferencias significativas entre la permeabilidad de los LCP de las diferentes especies estudiadas, se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, dado que no se cumplió con el supuesto de normalidad de los residuos.

A partir de los modelos de corredores y LCP individuales, se generó un mapa de corredores integrales para todas las especies de carnívoros (corredor multiespecies). Para lo cual se reclasificaron los valores de cada modelo de especie en deciles que van del 1 al 10 y luego fueron sumados. Como resultado se obtuvo un mapa de corredores integral con valores que van desde 5 (baja calidad y mayores costos de paso para todas las especies) hasta 50 (mayor calidad y menores costos de paso) (Belote et al., 2016).

Por último, se analizó la conectividad del paisaje evaluando la centralidad de los elementos estudiados que conforman el paisaje en el sistema de Tandilia (parches y LCP). Una forma de analizar la conectividad del paisaje, es asumiendo que el mismo actúa como un circuito eléctrico. Dado que la conectividad de un circuito aumenta con el número de conexiones, las métricas de distancia basadas en la conectividad eléctrica son aplicables a procesos que responden positivamente al aumento de conexiones y a la redundancia (McRae et al., 2008). Además, la relación entre corriente, voltaje y resistencia con los recorridos aleatorios en los circuitos, hacen posible vincular este enfoque con la ecología del movimiento, proporcionando interpretaciones ecológicas concretas de los parámetros y predicciones de la teoría de circuitos (McRae et al,. 2008). Bajo este enfoque, la herramienta Centrality Mapper dentro de Linkage Mapper (McRae, 2012), calcula la "centralidad del flujo actual" (CF, por sus siglas en inglés “Current Flow”) a través de una red de corredores (los LCP) y nodos (parches). Los valores de centralidad calculados para los componentes de la red indican cuán importante es un enlace o nodo para mantener la conectividad general del sistema (McRae, 2012).

Resultados

Se generó una base de datos de ocurrencia para la ecorregión Pampeana que constó de un total de 788 registros: 391 para zorro gris pampeano, 140 para gato montes, 132 para zorrino, 95 para hurón menor y 30 para puma. Luego del filtrado espacial, quedaron 162, 77, 66, 63 y 15 registros respectivamente, que luego se utilizaron para generar los modelos de nicho climático. Como resultado del ACP realizado con las variables bioclimáticas, se construyeron cuatro capas raster correspondientes a los primeros cuatro componentes

principales que acumularon más del 90% de la variación original del conjunto de datos para modelar en MaxEnt.

A partir del modelado de nichos ecológicos climáticos, obtuvimos 930 modelos de nicho candidatos (186 para cada especie). Se seleccionó el mejor modelo para cada especie, considerando la significancia estadística, una baja tasa de omisión y el Delta AICc (ver Apéndice C, Tabla 2.C).

A partir del análisis de uso de hábitat para cada especie, se observaron diferencias significativas ($p \leq 0,001$) entre uso versus disponibilidad de la cobertura de suelo. Se obtuvo un valor de preferencia para cada cobertura del suelo por especie (Tabla 5.3), de los cuales, el pastizal fue la cobertura de suelo preferida por todas las especies, mientras que la agricultura fue rechazada por todas .

Tabla 5.3. Resultados del análisis de uso versus disponibilidad. Se reportan los valores del índice de preferencia para cada cobertura terrestre, junto con los límites inferior y superior de los intervalos de confianza de Bonferroni del 95%. Los recuadros verdes indican una preferencia por la cobertura, los recuadros grises indican uso basado en disponibilidad y los recuadros rojos indican rechazo de la cobertura.

	Índice de preferencia (intervalo de confianza de Bonferroni del 95%)					
Especie	Forestación	Humedal	Pastizal	Agricultura o pastura	Sin vegetación	Cuerpos de agua
Lycalopex gymnocercus	47.57 (34.29 - 69.71)	41.27 (14.55 - 41.45)	173.43 (225.99 - 276.01)	163.54 (35.14 - 70.86)	9.58 (-1.25 - 9.25)	5.61 (-1.55 - 7.55)
Leopardus geoffroyi	14.12 (8.26 - 29.74)	11.7 (7.51 - 28.49)	51.41 (71.2 - 102.8)	65.22 (9.03 - 30.97)	3.07 (-1.71 - 5.71)	2.48 (-1.71 - 5.71)
Conepatus chinga	9.05 (3.26 - 20.74)	6.74 (-1.2 - 9.2)	66.28 (84.92 - 113.08)	53.63 (9.08 - 30.92)	2.77 (-1.2 - 9.2)	0.54 (-)
Galictis cuja	8.05 (5.02 - 22.98)	7.42 (5.78 - 24.22)	26.17 (22.28 - 45.72)	36.8 (6.55 - 25.45)	1.61 (-1.62 - 3.62)	0.95 (-1.62 - 3.62)
Puma concolor	1.76 (-1.59 - 3.59)	2.34 (-1.59 - 3.59)	6.85 (9.84 - 24.16)	18.52 (3.19 - 16.81)	0.35 (-)	0.17 (-1.59 - 3.59)

Se obtuvieron modelos de aptitud de hábitat para cada especie de estudio para la ecorregión Pampeana (Fig. 5.4). Al categorizar los valores de aptitud (alta, media y baja), no se observaron diferencias en la idoneidad del hábitat de la ecorregión entre especies (Tabla 5.4). Los valores obtenidos en cada modelo indicaron que la región sudeste de la ecorregión Pampeana (Pampa deprimida) contiene buenos valores de aptitud de hábitat para las cinco especies de carnívoros estudiadas (Fig. 5.4). En promedio, para las cinco especies, el 62% de la ecorregión Pampa presentó valores bajos de aptitud de hábitat, mientras que el 23% presentó valores altos de aptitud (Tabla 5.4). Estos valores no se distribuyeron de manera homogénea a lo largo de la ecorregión, y observamos que los mayores valores de aptitud de hábitat se concentraron en la región sudeste, con una proporción promedio de 50% de valores altos de aptitud y 33% de valores bajos para las cinco especies. En contraste, el resto de las subregiones presentaron una mayor proporción de valores bajos de aptitud de hábitat.

Se obtuvieron cinco superficies de resistencia a partir de cada modelo de aptitud para el sistema serrano de Tandilia, correspondientes a cada especie (Fig. 5.5). En las superficies de resistencia observamos áreas con valores altos de resistencia en las zonas interserrana y parches con valores bajos de resistencia.

Tabla 5.4. Porcentajes de aptitud de hábitat (%) para las cinco especies en la ecorregión Pampeana y en sus subdivisiones. Los valores se clasifican en tres categorías: alta, media y baja. Los valores representan la proporción relativa de cada categoría respecto del área total analizada.

Aptitud de hábitat	*Lycalopex gymnocercus*	*Leopardus Geoffroyi*	*Conepatus chinga*	*Galictis cuja*	*Puma concolor*	Promedio
Ecorregión Pampeana						
Bajo	62,28	60,84	62,29	60,64	64,36	62,08
Medio	13,17	21,70	14,07	10,31	13,58	14,57
Alto	24,55	17,46	23,64	29,04	22,05	23,35
Pampa Austral						
Bajo	67,35	67,13	67,09	68,33	67,11	67,40
Medio	4,54	11,48	4,33	10,68	2,39	6,68
Alto	28,12	21,38	28,57	20,98	30,50	25,91
Pampa central semiarida						
Bajo	84,84	83,64	84,15	84,86	83,64	84,22
Medio	7,92	11,55	7,93	6,43	6,84	8,13
Alto	7,24	4,81	7,92	8,71	9,52	7,64
Pampa central subhúmeda						
Bajo	73,25	67,51	74,00	69,29	67,51	70,31
Medio	16,72	25,29	19,83	11,82	18,50	18,43
Alto	10,03	7,20	6,17	18,89	13,99	11,26
Pampa Inundable						
Bajo	32,12	32,65	31,86	36,18	31,87	32,94
Medio	15,45	30,04	16,61	20,86	5,24	17,64
Alto	52,43	37,31	51,54	42,95	62,89	49,42
Pampa Mesopotámica						
Bajo	57,66	57,60	57,69	78,90	57,60	61,89
Medio	28,17	29,03	28,33	15,17	27,90	25,72
Alto	14,16	13,37	13,98	5,93	14,50	12,39
Pampa Ondulada						
Bajo	74,88	74,15	75,05	75,84	74,15	74,81
Medio	9,85	17,04	9,56	12,02	10,86	11,87
Alto	15,27	8,80	15,40	12,14	14,98	13,32

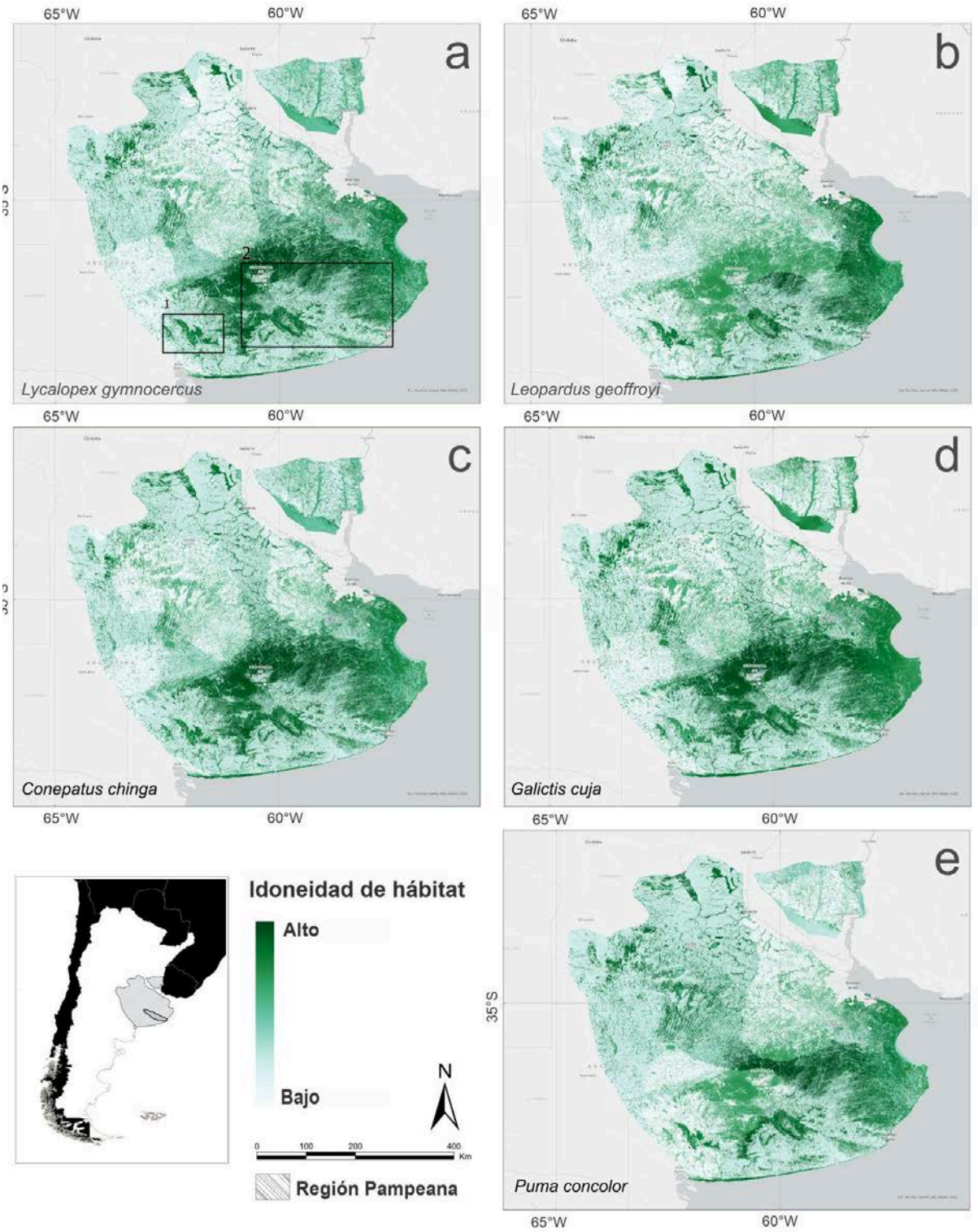


Figura 5.4. Modelos de aptitud de hábitat para la ecorregión pampeana. Representación de los valores de aptitud de hábitat para la ecorregión pampeana para las cinco especies de carnívoros estudiadas. En el recuadro (a), se remarcan la ubicación de los dos sistemas serranos de la ecorregión Pampeana.

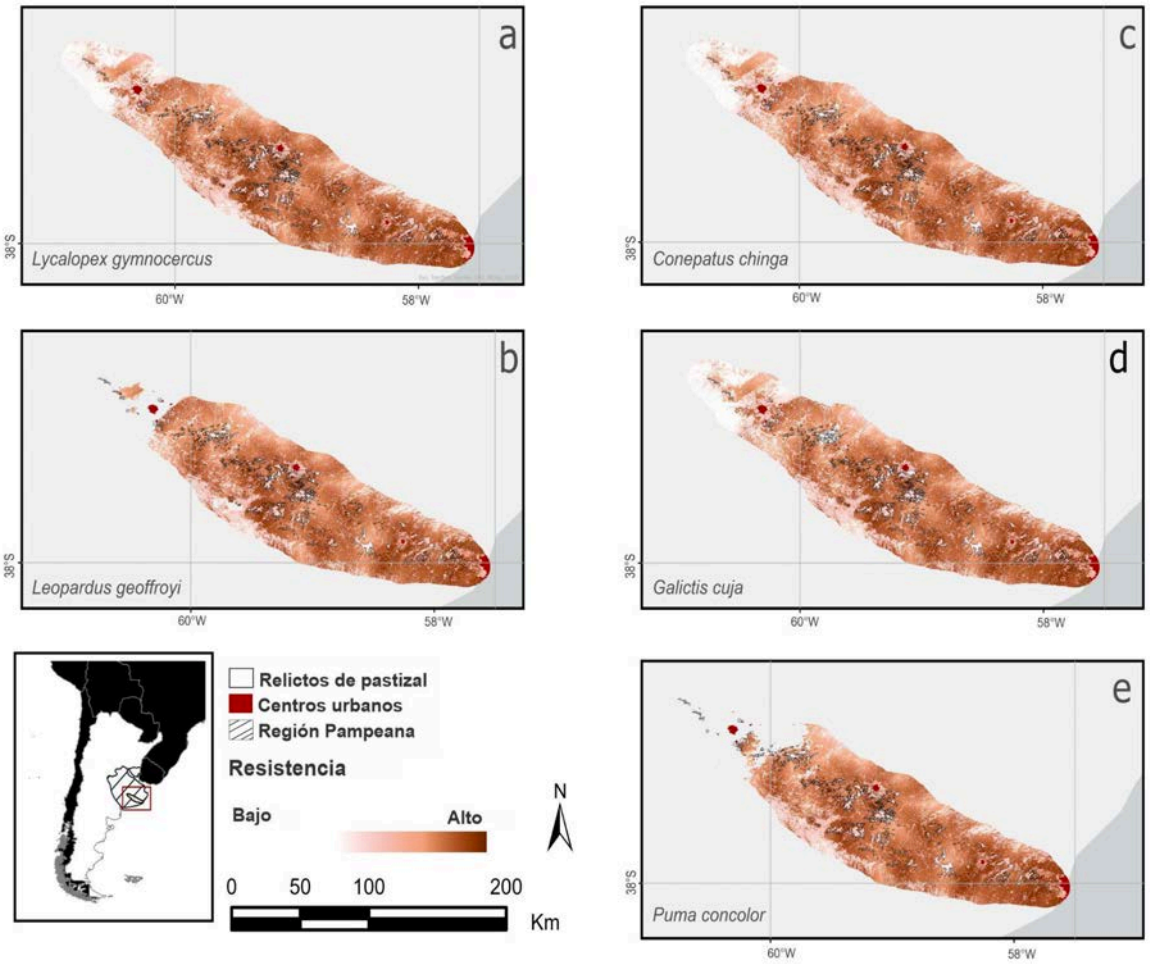


Figura 5.5. Superficies de resistencia del sistema serrano de Tandilia.

Siguiendo el criterio de conectar parches con más de 500 ha de superficie, se seleccionaron 46 remanentes de pastizales serranos para analizar. Estos cubren aproximadamente 81.962 ha de superficie de pastizales, es decir que se abarcó el 68% del área total de pastizales que persisten en el sistema de Tandilia. De estos remanentes analizados, el 65% tenía una superficie menor a 1500 ha, mientras que menos del 10% tenía más de 4500 ha.

Del análisis de conectividad se obtuvo una superficie de costos que muestra todas las alternativas de corredores para la sierra de Tandilia y LCP para las cinco especies: 125 caminos para el zorro gris pampeano, 122 caminos para el gato montés, 125 caminos para el zorrino, 127 caminos para el hurón menor y 111 caminos para el puma (Fig. 5.6). No se observaron diferencias significativas en la permeabilidad de los LCP entre especies al realizar una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,9$).

La suma de los corredores resultó en una superficie de costos que tiene en cuenta a las cinco especies a la vez, a partir de la cual se identifican los corredores entre los parches analizados en la Figura 5.7. A partir del análisis visual de este resultado, se observó que algunos corredores principales (los que coinciden con los caminos de menor costo) discurren en su totalidad o en algunos tramos por caminos o rutas pavimentadas. También se identificaron corredores que son atravesados tanto por rutas pavimentadas como por caminos rurales.

El análisis de centralidad permitió identificar aquellos remanentes de pastizales en el sistema serrano de Tandilia que más contribuyeron a la conectividad general del paisaje (Fig. 5.7). De este análisis, sólo cuatro parches obtuvieron valores altos de centralidad (50); respecto al resto de los parches, el 50% obtuvo valores medios, y el 30,4% obtuvo valores bajos. Al analizar los valores de centralidad asignados a los parches, y la superficie de estos, no se observó una relación entre los valores de centralidad y el tamaño de parche. Los parches que presentaron los valores más altos de centralidad (40-50) fueron la superficie de las 532 - 6978 ha. Los que presentaron valores medios de centralidad (15-39) tuvieron valores de 182 - 7422 ha, mientras que los parches que menos contribuyeron a la conectividad (5-14) tuvieron valores de 663 - 1773.

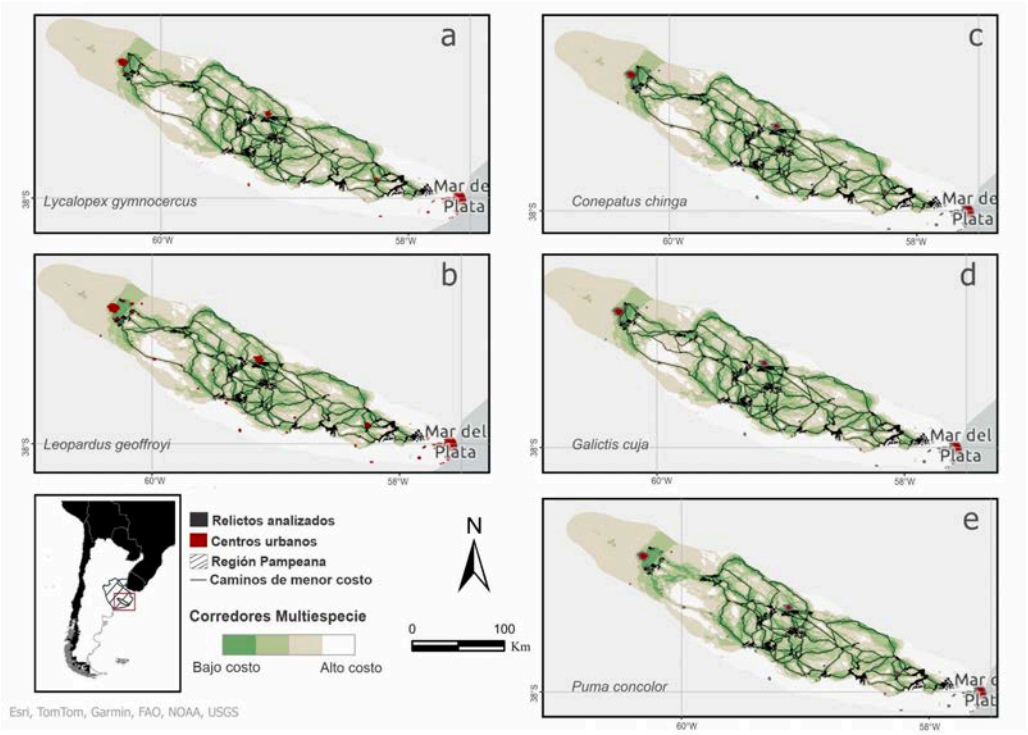


Figura 5.6. Caminos de menor costo calculados para cada una de las especies, superpuestos sobre la superficie de costos y corredores multiespecie.

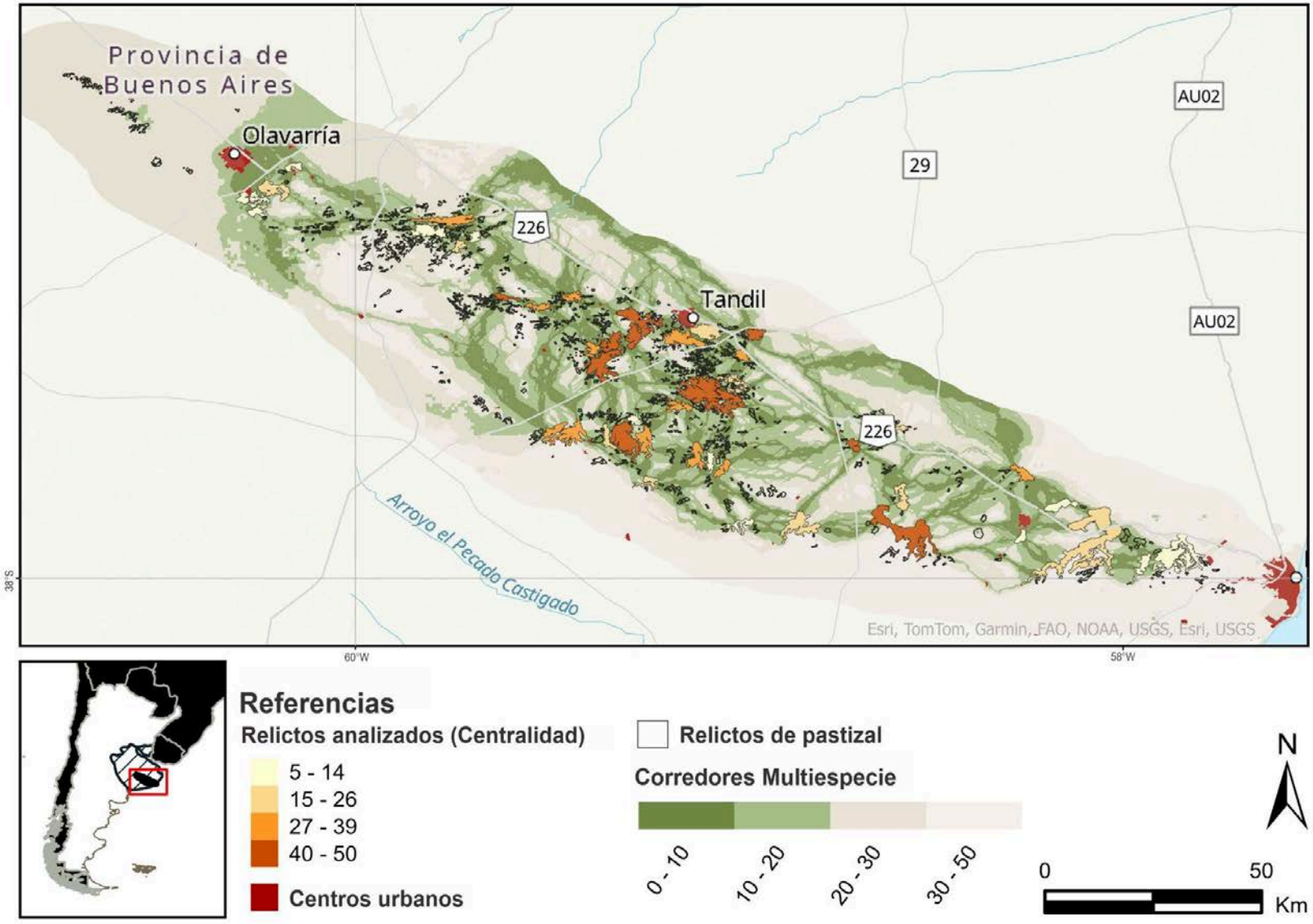


Figura 5.7. Modelo de corredor ecológico multiespecie para el sistema serrano de Tandilia y resultados del análisis de centralidad. Los corredores mapeados en base a los valores de costos reescalados se muestran en una escala verde. Los relictos de pastizales analizados están representados de acuerdo a su valor de centralidad, que va desde el más bajo (color claro) hasta

Discusión

En este capítulo se obtuvieron modelos de aptitud de hábitat para la ecorregión Pampeana y corredores multiespecie para las cinco especies de carnívoros registradas en el área de estudio. Este análisis representa una primera aproximación al diseño de corredores como alternativas de conservación para los carnívoros y todos los procesos ecosistémicos que las acompañan en los pastizales pampeanos. Los carnívoros habitan una amplia gama de hábitats, con una buena tolerancia a ambientes perturbados (Donadio et al., 2001; Yensen y Tarifa, 2003; Lucherini y Luengos-Vidal, 2008; Tellaeche et al., 2014; Guidobono et al., 2016; De Lucca y Chimento, 2020; Zanón Martínez et al., 2022), y generalmente muestran una alta capacidad de dispersión que le permite a los individuos moverse a través del paisaje en busca de hábitats adecuados (Boitani y Powell, 2012). Teniendo en cuenta estas características, varios estudios se han centrado en los carnívoros para el diseño de redes de conectividad, modelar hábitats, seleccionar áreas de conservación y evaluar la conectividad funcional en grandes paisajes (Huck et al., 2010; González-Saucedo et al., 2021; Crooks et al., 2011; Zemanova et al., 2017). En Argentina, los trabajos de modelado y diseño de corredores ecológicos son escasos y se han centrado en ambientes forestales como el Chaco y la selva misionera (Torrella et al., 2018; DeMatteo et al., 2023; Mereles et al., 2023). Si bien el pastizal pampeano ha sido foco de estudios y análisis de conectividad para algunos autores (e.g., Di Giacomo et al., 2010; Herrera y Laterra, 2011; Herrera et al., 2017; Gandini et al., 2019), hasta la fecha, el diseño de corredores ecológicos no ha sido abordado como una alternativa de conservación para estos ecosistemas altamente alterados y fragmentados.

Los modelos de aptitud de hábitat como insumo para el diseño de corredores ecológicos permiten incorporar requerimientos específicos de las especies en el análisis de la conectividad, superando el enfoque puramente estructural de la conectividad del paisaje, por lo cual han ganado cierta relevancia en los últimos años (Huck et al., 2010; Dong et al., 2021; Dutta et al., 2022). En este estudio se seleccionaron variables relevantes para los carnívoros de la región y se generaron modelos de aptitud del hábitat para la ecorregión pampeana, identificando áreas con alta y baja aptitud. Dado que estudios previos han

demostrado que la distribución de las especies de mamíferos está fuertemente influenciada por la cobertura vegetal y la topografía (e.g., Holland y Bennett, 2007; Heikinheimo et al., 2012; Ang'ila et al., 2023), es esperable que, en un ambiente tan alterado como el pastizal pampeano, los mayores valores de aptitud se encuentren en áreas donde persiste la vegetación natural. Los resultados obtenidos indican que hacia el sudeste de la ecorregión pampeana, hay grandes áreas que presentan valores altos de aptitud para las cinco especies de carnívoros estudiadas. Los altos valores de aptitud del hábitat de esa zona podrían estar asociados a la persistencia de pastizales naturales, que no han sido reemplazados por otros usos, como los cultivos, dadas sus condiciones edáficas. Por un lado, los suelos bajos e inundables de la Pampa Deprimida, y por otro, los suelos rocosos del sistema serrano de Tandilia y Ventania en la Pampa Austral han limitado el proceso de agriculturización en estas regiones (Bilenca y Miñarro, 2004; Bilenca et al., 2008). Sin embargo, estos relictos de pastizal, como todos o la gran mayoría de los hábitats pampeanos, están sujetos a las presiones y modificaciones que el hombre ha ejercido a lo largo de la región en el último siglo (Bilenca et al., 2012).

En el sistema serrano de Tandilia, los pastizales naturales han sido reemplazados por cultivos, pasturas y forestaciones, principalmente en las zonas interserranas y de tierras bajas (Bilenca y Miñarro, 2004; Bilenca et al., 2008; Herrera et al., 2019). Teniendo esto en cuenta y observando en detalle la diagonal noroeste-sudeste que comprende el sistema de Tandilia, los valores de aptitud de hábitat son bajos, a excepción de las áreas que incluyen los cerros y cerrilladas (elevaciones del terreno con afloramientos rocosos, formadas como resultado del proceso de erosión), las cuales se distribuyen a lo largo del sistema como pequeños parches. Estos parches contienen a los relictos de pastizales serranos que, a pesar de estar sujetos a cierto grado de pastoreo, aún conservan gran parte de la estructura y composición de los pastizales nativos (Bilenca y Miñarro, 2004; Valicenti et al., 2010; Herrera et al., 2019), lo que explicaría sus buenos valores de aptitud de hábitat. Esto también se puede observar en las superficies de resistencia generadas para el sistema de Tandilia, donde se observan las áreas con menor resistencia asociadas a los parches de pastizales de altura y a diversos bordes de caminos y arroyos. De manera similar, dentro del sistema serrano de Ventania, se encuentran áreas con buena aptitud de hábitat dentro del sistema

serrano, el cual se encuentra rodeado por extensas áreas de baja calidad de hábitat. La aptitud para el hábitat de estas áreas serranas se puede atribuir a los relictos de pastizales presentes allí. Si bien, esta tesis se centra en el sistema serrano de Tandilia, los modelos de aptitud de hábitat de la ecorregión Pampeana constituyen un insumo para el análisis de conectividad. Los resultados obtenidos podrían ser un importante insumos para sentar las bases de futuras investigaciones a una escala regional más amplia.

El análisis visual de los LCP obtenidos para cada especie, y el análisis de la permeabilidad entre ellos, sugieren una alta similitud entre los modelos de menor costo obtenidos para cada especie. Esto indica que los corredores generados para las diferentes especies se distribuyen de manera similar en el sistema de Tandilia, por lo cual, al combinar estos corredores en un modelo de corredores multiespecie, se garantiza que los requerimientos de todas las especies estudiadas estén cubiertos. Identificar los corredores comunes para las distintas especies de carnívoros brinda no solo información sobre áreas valiosas para su movimiento y dispersión sino que también permite identificar sitios prioritarios donde enfocar acciones de conservación específicas para estas especies en particular, como por ejemplo, la mitigación de conflictos con productores ganaderos. En la ecorregión pampeana, y en el sistema de Tandilia, especies como el puma y el zorro gris pampeano son consideradas dañinas para las actividades ganaderas (Caruso et al., 2017). Si bien, diseñar corredores multiespecie para carnívoros brinda ciertas ventajas en el sistema de estudio, no hay que ignorar el hecho de que muchas de estas especies son generalistas de hábitat, con buena plasticidad y tolerancia a ambientes degradados (Gittleman, 1989), por lo que generar corredores diseñados sólo para ellas puede llevar a un “efecto paraguas negativo”, es decir, que afecte a aquellas especies secundarias, especialistas y con requerimientos ambientales más limitados, que se espera que queden protegidas bajo el paraguas (Beier et al., 2008).

Entre los corredores obtenidos, se puede observar que algunos de ellos, que coinciden con los LCP, se superponen, ya sea en su totalidad o en algunos tramos, por vías o rutas pavimentadas. Estos resultados podrían atribuirse a las amplias banquinas y su abundante vegetación asociada, además de que estas vías representan la distancia más corta entre dos zonas. En los paisajes dominados por una matriz agrícola, los remanentes de

pastizal asociados a elementos lineales como banquinas o bordes de vías ferroviarias, son sitios con hábitat disponible para las especies, tanto para las comunidades vegetales como para artrópodos, aves y pequeños mamíferos, incluyendo algunos carnívoros (Tikka et al., 2001; Ramírez, 2020; Rotholz y Mandelik, 2013; Ruiz-Capillas et al., 2013; Carmona et al., 2024). Dependiendo de sus características, los bordes de caminos y las banquinas también pueden actuar como corredores que permiten la dispersión de algunas especies entre parches de hábitat natural (Eversham y Telfer, 1994; Vermeulen y Opdam, 1995; Le Viol et al., 2008; Redon et al., 2015; Galantinho et al., 2020). Sin embargo, aunque los resultados sugieren que algunas banquinas podrían considerarse como corredores para carnívoros entre parches de hábitat natural, algunos autores (e.g., McClure et al., 2013; Navarro-Castilla et al., 2014; Grilo et al., 2015) han observado que las perturbaciones generadas por las rutas y caminos suelen despertar cambios comportamentales en las especies, como conductas de evasión, lo que llevaría a que las especies de carnívoros no aprovechen estos entornos para dispersarse. Además, la proximidad a las rutas expone a las especies al riesgo de ser atropelladas por vehículos al intentar cruzarlas. La muerte por atropellos en los caminos es una de las amenazas que enfrentan las poblaciones de carnívoros (Schwab y Zandbergen, 2011; Gregory et al., 2021). De todos modos, como pueden ofrecer hábitats disponibles y actuar como corredores para otros grupos de especies, en un paisaje tan intervenido y fragmentado como el pampeano creemos que es crucial promover su conservación y manejo, a través de, por ejemplo, la implementación de normativas que controlen las actividades agrícolas en las banquinas (p. ej., Rimoldi y Chimento, 2020), una práctica común en la ecorregión pampeana.

Figura 5.8. Fotografía de una de las rutas pavimentadas del sistema serrano, donde se puede observar las banquinas con su vegetación.

Entre los corredores mapeados, también se identificaron varios que mantienen un ancho considerable a lo largo de su recorrido y conectan áreas valiosas para la conectividad paisajística (mayor centralidad), los cuales se concluye son prioritarios en el sistema serrano. Sin embargo, algunos de estos corredores se encuentran interrumpidos por barreras como rutas pavimentadas, las cuales podrían ser un freno importante para el movimiento de especies, no solo por el riesgo de mortalidad sino porque algunas especies las evitan, promoviendo así la fragmentación de sus poblaciones (Grilo et al., 2015). Frente a esta problemática, los pasafaunas (tanto sub viales), como los que pasan por encima de la ruta (ecoductos) son una alternativa que ha demostrado ser beneficiosa para facilitar y asegurar el paso de los animales de forma segura a través de las rutas (e.g., Grilo et al., 2008; Varela, 2015).

El análisis de centralidad permitió identificar que los parches que más contribuyen a la conectividad general se ubican en la zona central del sistema (área circundante a la ciudad de Tandil). Considerando esto, y la configuración espacial en una diagonal del sistema serrano, estos parches de hábitat centrales estarían actuando como un puente entre aquellos que se distribuyen en los límites noroeste y sudeste del sistema. También podemos encontrar numerosos parches de diversos tamaños en esta región central, que tienen muchas conexiones con parches cercanos. Para Jaimes et al. (2019), esta zona central del

sistema serrano cuenta como una unidad paisajística esencial que vale la pena conservar, dado que predominan los ambientes serranos, que se presentan como parches de gran tamaño, y son pocos los elementos antrópicos dentro de la matriz. Por otro lado, sus resultados también resaltan la importancia del sistema de parches dentro del área sudeste del sistema. En este estudio, estos grupos de parches presentaron valores de centralidad promedio. Es decir, contribuyen menos a la conectividad general del sistema que otros. Sin embargo, estos parches que destacan en el estudio de Jaimes et al. (2019) conforman grupos de parches grandes, con parches más pequeños como satélites, que pueden ser de gran valor a escala local dentro del sistema serrano. Aunque los enfoques de análisis en ambos estudios difieren, ambos representan evidencia suficiente para conservar estas áreas con importantes valores de centralidad.

Algunos de los parches de pastizales que mostraron valores altos de centralidad y que forman unidades de paisaje importantes para la conectividad (Jaimes et al., 2019), se encontraban entre los parches más extensos del sistema. El hecho de que estos parches críticos para la conectividad también sean grandes, les otorga un valor adicional como áreas prioritarias para la conservación. De acuerdo con la teoría de biogeografía de islas, los parches o islas más grandes tienden a proporcionar más refugio y recursos para las especies, favoreciendo una mayor biodiversidad (Laurance, 2000; MacArthur y Wilson, 2001). En ambientes fragmentados, los parches de hábitat son refugios vitales para las especies (Fahrig, 2003; Holland y Bennett, 2007; Anand et al., 2010; Herrera y Laterra, 2011), y si bien el área de los parches estudiados podría no ser suficiente para satisfacer las necesidades del puma, una especie con grandes requerimientos espaciales, aún podría ser adecuada para sostener poblaciones de mesocarnívoros (i.e., zorrino, zorro gris pampeano y gato montes), cuyas áreas de acción son menos extensas (Donadio et al., 2001; Manfredi et al., 2006; Lucherini y Luengos-Vidal, 2008). Para el puma, una especie que recorre grandes distancias y cuya área de acción puede superar el tamaño de los parches de pastizal (Elbroch et al., 2009), la disponibilidad de grandes parches en un paisaje fragmentado garantiza el acceso a refugio y presas, promoviendo su ocupación (Stoner et al., 2023), lo que facilitaría el movimiento de esta especie a través del paisaje.

Al observar los corredores mapeados, se pudo identificar que varios de ellos, transcurren sobre parches de pastizales más pequeños que no se incluyeron en el análisis. Estos pequeños parches de hábitat pueden actuar como trampolines ("stepping stones") entre parches más grandes. Herrera et al. (2017) identificaron que los parches pequeños de hábitat en el sistema de Tandilia actúan como trampolines que facilitan el movimiento de las especies, especialmente al favorecer la conectividad de aquellas que se desplazan largas distancias. Teniendo esto en cuenta, resulta fundamental desarrollar estrategias de conservación y manejo orientadas a proteger estas pequeñas áreas de pastizal.

Los resultados obtenidos en este capítulo, aportan información valiosa para la planificación de estrategias de conservación que integren la conectividad ecológica en el sistema de Tandilia. La creación de redes ecológicas, un enfoque creciente en conservación (Harvey et al., 2017), podría ser una buena alternativa para aplicar en nuestro sistema de estudio. Este enfoque permite conservar la conectividad a una escala mayor que la que ofrecen las áreas protegidas individuales, abordando el paisaje como un todo y gestionando una red de "núcleos de hábitat" conectados por corredores ecológicos (Hilty et al., 2021). Bajo este enfoque, los corredores ecológicos son espacios gestionados activamente para conservar o restaurar la conectividad (Hilty et al., 2021), para lo cual es importante identificar amenazas o barreras que encuentran las especies y tratar de mitigarlas. En el caso de los carnívoros, los resultados obtenidos sugieren áreas clave donde implementar medidas como pasos de fauna o señalizaciones, que favorezcan el desplazamiento de estas especies, y reduzcan las muertes por atropellos.

Dado que la mayoría de los corredores mapeados se encuentran en tierras privadas, es crucial involucrar a la comunidad local, especialmente a los productores, para identificar y mitigar posibles conflictos en esas áreas. Este punto es de gran importancia para asegurar que las especies puedan desplazarse por el paisaje, ya que históricamente los carnívoros han sido perseguidos por las pérdidas económicas que pudieran llegar a ocasionar a la actividad ganadera (Treves y Karanth, 2003). Un ejemplo de esto es la persecución histórica que sufrió el puma en la región pampeana, lo que habría ocasionado una importante disminución poblacional durante el siglo XX, al punto de ser considerada extinta en la región (Cabrera y Yepes, 1940). Si bien actualmente la especie se encuentra protegida a nivel provincial, la

caza furtiva o la persecución por miedo o represalias puede ser un problema que ponga en riesgo la restitución de esta especie como depredador tope en el sistema (Chimento y De Lucca, 2014).

En cuanto a las especies de mesocarnívoros, tal como se reportó en el Capítulo 2, algunas especies como el zorro gris pampeano y el gato montés son consideradas perjudiciales para las actividades productivas, por lo que la persecución de estas especies puede ser más intensa que de las otras. Trabajar en colaboración con los productores para facilitar la conservación de hábitats seguros, como los que ofrecen los elementos lineales del paisaje (bordes de arroyos o vías férreas abandonadas), podría promover la coexistencia con las especies y garantizar corredores seguros en áreas destinadas a la producción.

Los parches de hábitat analizados en este estudio podrían actuar como “núcleos de hábitat” necesarios para gestionar una red ecológica en el sistema de Tandilia. Sin embargo, aunque estos parches persisten principalmente por las características del suelo, que impiden la siembra, la mayoría carece de algún grado de protección que garantice su conservación a largo plazo. Solo el 0,35% de la superficie de pastizal del área de estudio se encuentra protegida (Vera et al., 2021). Es fundamental que se tomen medidas, como la creación de áreas protegidas, para asegurar su protección.

En conclusión, este estudio muestra que a pesar de la historia de cambios en el uso de suelo que ha experimentado la ecorregión pampeana, aún existen áreas con buena aptitud ambiental que podrían sostener poblaciones de especies de carnívoros. Los sistemas serranos son sitios esenciales para la conservación hacia el sur de la región Pampeana. También se pudieron identificar varias áreas prioritarias para conservar la conectividad dentro del sistema de Tandilia para las especies de carnívoros estudiadas, así como los corredores que podrían mantenerlas conectadas. Un estudio como este en la región puede ser utilizado como marco de referencia para futuros estudios o para la implementación de acciones de conservación en el área que favorezcan el uso del espacio por las especies de carnívoros.

Capítulo 6 - Conclusiones finales

Este trabajo de tesis se propuso caracterizar el ensamble de mamíferos carnívoros en el sistema de Tandilia, evaluando cómo las características del paisaje influyen en sus patrones de uso del espacio y actividad temporal dentro de los relictos de pastizal serrano, a fin de identificar áreas clave para la conservación de las especies. Como resultado del trabajo llevado adelante, y de la revisión y colecta de datos en el Capítulo 2, se confirmó la presencia de cinco especies de carnívoros para la región. Si se tiene en cuenta la distribución o reportes históricos de especies como el gato de pajonal, o el aguará guazú, se podría considerar que la diversidad de carnívoros del sistema de Tandilia, supo ser más diversa. Sin embargo, los profundos cambios que atravesó la región Pampeana, condujeron a que varias especies se vieran desplazadas o sus poblaciones reducidas. Los resultados obtenidos en esta tesis, permiten concluir que las especies que persisten en el sistema de Tandilia son aquellas que han demostrado una mayor tolerancia a los ambientes modificados, aunque, siguen enfrentando amenazas vinculadas al conflicto con las actividades productivas, lo que resalta la necesidad de incorporar la dimensión social a las estrategias de conservación de la fauna en paisajes fragmentados como el pampeano. Sin embargo, más allá de la tolerancia y la plasticidad de las especies, es indispensable la disponibilidad de hábitats adecuados, que ofrezcan refugio y recursos para las especies.

El zorro gris pampeano, fue la especie más frecuentemente registrada en todas las fuentes de registros consultadas, la más abundante y que mostró una mayor ocupación en el sistema de Tandilia. Al evaluar tanto los patrones espaciales como temporales de la especie, se puede concluir que los disturbios antrópicos evaluados en esta tesis no ejercieron un efecto negativo sobre dichos patrones. Por un lado, los centros urbanos, así como las actividades circundantes y el gradiente de urbanización que se desprende de los mismos, no alteraron los patrones nocturnos de esta especie. En los patrones espaciales, ocupación y uso de hábitat, las variables vinculadas a los caminos tuvieron un fuerte efecto positivo. Estos resultados, en donde se puede observar que la actividad humana favorece la presencia

de la especie, coincide con otros estudios realizados en la región Pampeana (Gorosabel et al., 2023). Los modelos obtenidos en el Capítulo 4, también sugieren que la disponibilidad de presas y la presencia de cultivos en el entorno inmediato de los relictos de pastizal podrían influir en el uso del hábitat por parte del zorro gris pampeano. En cuanto a las interacciones con otras especies, no se observaron diferencias significativas en los patrones de actividad de la especie en presencia del gato montés o el puma. En resumen, los resultados obtenidos para esta especie reafirman la plasticidad y tolerancia a condiciones ambientales disturbadas, y es probable que la heterogeneidad de elementos que brindan los agroecosistemas, como los bordes de caminos, las forestaciones y/o los cultivos, sean e aprovechados de alguna forma por esta especie.

El gato montés fue la tercera especie más abundante en el sistema de Tandilia, representando el 8% del total de registros de carnívoros obtenidos a partir de diversas fuentes. Se observó que su actividad fue predominantemente nocturna y mostró un alto solapamiento con la del zorro gris pampeano y el puma, lo que sugiere que la coexistencia entre estas especies no está mediada por la segregación temporal, sino por otros factores. A diferencia de otros carnívoros, el gato montés fue la única especie que modificó sus patrones de actividad en respuesta a disturbios antrópicos, aumentando su nocturnidad, lo que evidencia una mayor sensibilidad a la urbanización en comparación con el resto de las especies. En los sitios cercanos a centros urbanos, la cobertura de vegetación leñosa o forestaciones fue mayor que en áreas más alejadas. Considerando que los resultados indican que las forestaciones influyen significativamente en el uso del hábitat de la especie, se puede inferir que, en estos entornos urbanos, estas coberturas no solo proveen disponibilidad de presas, sino que también son seleccionadas como refugio, resaltando su importancia para la persistencia del gato montés en estos sitios disturbados.

El zorrino fue la segunda especie con mayor abundancia relativa y ocupación *naive* en el sistema de Tandilia. En cuanto a sus patrones espaciales temporales, la especie mostró una actividad predominantemente nocturna, en concordancia con lo reportado por otros estudios para la especie (Castillo, 2010; Donadio et al., 2001). Al evaluar la hipótesis de segregación temporal como mecanismo de coexistencia entre carnívoros, se observaron diferencias significativas entre los patrones de actividad del zorrino en comparación con el

zorro gris pampeano y el gato montés. Si bien estas diferencias indican cierta variación en la actividad, también se registró un grado de solapamiento temporal, lo que sugiere que la coexistencia entre estas especies podría estar mediada por otros factores, como la segregación trófica. Por otro lado, la actividad del zorrino mostró modificaciones en presencia del puma, lo que sugiere una estrategia de evitación frente a este depredador tope. Estos resultados coinciden con el análisis espacial del uso del hábitat, donde la presencia del puma tuvo un efecto negativo sobre el uso de hábitat del zorrino, evidenciando una tendencia a evitar áreas donde el puma fue detectado. Dado que el puma es un potencial depredador del zorrino (De Oliveira y Pereira, 2013), su influencia parece modelar tanto los patrones espaciales como temporales de la especie en el sistema de Tandilia.

El hurón menor fue una de las especies con menor número de registros en el sistema de Tandilia y presentó el valor de ocupación *naive* más bajo. Los pocos registros obtenidos nos permitieron evaluar sus patrones de actividad y la ocupación en los parches de pastizal, evidenciando que la disponibilidad de ambientes acuáticos en los parches tiende a tener un efecto positivo en la ocupación. Al evaluar los patrones temporales, se observó una actividad predominantemente diurna, que contrasta significativamente con los patrones de actividad del puma. A pesar de que existen reportes que mencionan al puma como un posible depredador del hurón menor (De Oliveira y Pereira, 2013), las diferencias en los patrones diarios parecen responder más bien a la ecología y hábitos de la especie, con un marcado pico de actividad al mediodía, lo que contrasta con los patrones del puma.

El Puma, representó el menor número de registros obtenidos, de los cuales la mayoría se obtuvo mediante los muestreos con cámaras trampa, como resultado de ello, presentó los valores de abundancia relativa y ocupación *naive* más bajos. Al igual que con el hurón menor, a pesar de los pocos registros obtenidos, se pudo evaluar la ocupación de la especie en los parches de pastizal serrano. Este análisis permitió evidenciar la importancia de los parches de pastizal de gran tamaño, así como la disponibilidad de presas de gran tamaño, en los patrones espaciales de la especie. La disponibilidad de presas de gran tamaño puede que también tenga efectos sobre los patrones de actividad del puma. Como ya se mencionó, los depredadores ajustan su actividad a la de sus presas para maximizar las

probabilidades de encuentro y minimizar el gasto energético (Foster et al., 2013). En el sistema de Tandilia, las potenciales presas analizadas, como los ciervos (*Dama dama, Axis axis*) y el chancho jabalí (*Sus scrofa*), son principalmente catemerales (Aranguren et al. 2021). Este comportamiento podría explicar el patrón catemeral observado en el puma en este estudio.

Resumiendo, en líneas generales, las características del paisaje en el sistema de Tandilia, incluidos los disturbios antrópicos, tienen efectos variables en los patrones espaciales y temporales de las especies estudiadas. Por un lado, especies más generalistas, como el zorro gris pampeano, pueden beneficiarse o no verse afectadas por los cambios antrópicos. En contraste, especies más especializadas, como el gato montés, mostraron una mayor sensibilidad a los disturbios asociados a la urbanización, lo que sugiere que la presencia humana actúa como un factor de presión para la especie. Además, la selección de forestaciones como refugio indica que la cobertura vegetal juega un papel clave en su persistencia en áreas disturbadas. Por otro lado, el zorrino y el hurón menor no mostraron una respuesta directa a los disturbios antrópicos en términos espaciales y temporales. Sin embargo, en el caso del zorrino, su actividad y uso del espacio estuvieron fuertemente influenciados por la presencia del puma, lo que indica que las interacciones interespecíficas pueden ser más determinantes para su distribución y actividad que los factores antrópicos analizados en este estudio. En cuanto al hurón menor, la disponibilidad de ambientes con determinadas características parece influir en su ocupación. Por último, el puma, el mayor depredador del sistema, mostró una preferencia por parches de pastizal de gran tamaño con mayor disponibilidad de presas. Aunque en este estudio no se observó una relación directa con los disturbios antrópicos analizados, su dependencia del tamaño del parche y de la abundancia de presas resalta que la fragmentación del hábitat y la reducción de presas podrían afectar negativamente su distribución y abundancia en la región.

Esta variabilidad observada en los patrones espaciales y temporales de los carnívoros indica que las estrategias de conservación deben considerar no sólo las limitaciones impuestas por el paisaje fragmentado de los pastizales serranos, sino también los requerimientos específicos de cada especie. En este contexto, el diseño de corredores ecológicos se plantea como una estrategia clave para mejorar la conectividad del sistema de

Tandilia (Crooks y Sanjayan, 2006). Bajo este enfoque, se busca conservar las áreas núcleo (en este caso, los relictos de pastizal serrano) y conectar estos fragmentos mediante corredores ecológicos. Estas áreas desempeñan un papel central en un paisaje fragmentado, ya que ofrecen las condiciones más favorables para diversas especies. En el sistema de Tandilia, los relictos de pastizal han sido identificados como Áreas Valiosas de Pastizal, que actúan como refugio para numerosas especies (Aranguren et al., 2023; Bilenca y Miñarro, 2004; Trofino Falasco, 2023; Vera et al., 2023). En el caso de los carnívoros, este estudio evidenció que su uso del espacio está determinado en general por la disponibilidad de presas, la cobertura vegetal que ofrecen estos relictos y su relación con los elementos de la matriz circundante. A su vez, se evaluaron estas características (excepto la disponibilidad de presas) en la matriz que rodea a los parches de pastizal para generar una superficie de costos. Este análisis permitió identificar qué elementos del paisaje facilitan o restringen el desplazamiento entre parches y cuán apta es la matriz para el movimiento de los carnívoros. A partir de estos resultados, se mapearon los corredores potenciales, es decir, aquellas áreas donde el costo de desplazamiento para las especies es menor (Fig. 5.7).

Sin embargo, es importante destacar que estos corredores atraviesan la matriz, donde persisten amenazas como la persecución directa, lo que podría afectar la efectividad de la conectividad. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos constituyen un primer insumo para comprender la situación actual y diseñar acciones que promuevan la conservación y restauración de la conectividad entre parches. En este sentido, diversas iniciativas internacionales han demostrado que la conectividad del paisaje puede fortalecerse mediante la implementación de estrategias integrales. Proyectos como "Corredores para la Vida" en Brasil y la iniciativa "Great Eastern Ranges" en Australia han trabajado en la restauración de la conectividad a partir de la aplicación de distintos instrumentos en las áreas definidas como corredores (Hilty et al. 2021; Pulsford et al.,2012). La adopción de usos del suelo compatibles con la conservación, la promoción de prácticas sostenibles en paisajes rurales fragmentados, el trabajo con la comunidad local, la educación ambiental y el desarrollo de programas de investigación, han sido algunas de las prácticas apuntadas a mejorar la calidad de hábitat en los corredores. Estas experiencias pueden servir como referencia para diseñar estrategias adaptadas a la realidad del sistema de

Tandilia, promoviendo una gestión del paisaje que favorezca tanto la biodiversidad como la coexistencia con las actividades humanas.

Considerando las características propias del sistema de Tandilia, y de las especies de carnívoros estudiados y el enfoque de conservación planteado en el Capítulo 5, se presenta a continuación un punteo con propuestas de acciones:

1. *Conservación de pastizales naturales o seminaturales en la matriz agroganadera:* Comprende la protección de banquinas, bordes de cultivos, vías ferroviarias y arroyos como corredores funcionales para flora y fauna. Algunas alternativas podrían ser: incentivos para mantener y restaurar la vegetación nativa en estos sectores, y la implementación de regulaciones o políticas orientadas a evitar las fumigaciones y la siembra en estos sectores.
2. *Manejo sustentable de relictos de pastizales como* stepping stones*:* diseñar estrategias de manejo para evitar el sobrepastoreo y la degradación de estos pequeños relictos. Dado que estos espacios comprenden pocas hectáreas, se podría contemplar la restauración de aquellas áreas degradadas mediante siembra de especies nativas y control de especies exóticas. Se podría promover la compatibilidad con actividades productivas de bajo impacto, como pastoreo extensivo controlado.
3. *Mitigación del conflicto entre productores y carnívoros:* Para implementar esta estrategia de conservación es necesaria una caracterización detallada del conflicto en la región, evaluando tanto la percepción como las pérdidas económicas derivadas de la depredación. Es clave promover prácticas de manejo del ganado que reduzcan las interacciones con los carnívoros (ej. uso de perros protectores, corrales nocturnos, alarmas sonoras, entre otros). Estas medidas deben ir acompañadas de programas de capacitación y sensibilización sobre el rol ecológico de los carnívoros y su importancia en la regulación de presas.
4. *Fomento de prácticas agropecuarias sustentables en los corredores ecológicos mapeados:* una alternativa para ello es promover la adopción de prácticas de manejo regenerativo como la agroecología y la ganadería extensiva, así como implementar regulaciones del uso de agroquímicos en áreas estratégicas para la conectividad.

5. *Educación ambiental y articulación interinstitucional:* es indispensable, para la implementación de cualquiera de las prácticas propuestas contemplar el trabajo conjunto con productores, municipios y organizaciones locales para generar conciencia sobre la importancia de la conectividad y la conservación en el sistema de Tandilia. Además, el trabajo conjunto es necesario si se busca incorporar estos conceptos en planes de ordenamiento territorial y planificación del uso del suelo.

Bibliografía citada

Abba, A. M., Varela, D., Cirignoli, S., Pereira, J. A., Bolkovic, M. L., Peker, S., Porini, G. M., De Bustos, S., Degrati, M., Denuncio, P., Díaz, M. M., Gómez Villafañe, I. E., Grandi, M. F., Kowalewski, M. M., Loizaga De Castro, R., Martin, G., Mora, M. S., Negrete, J., Nieves, M., … Ojeda, R. A. (2022). Categorización de los mamíferos de Argentina 2019: Resumen y análisis de las amenazas. Mastozoología Neotropical, 29(1), 001–073. https://doi.org/10.31687/saremMN.22.29.1.08.e0657

Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. Landscape and Urban Planning, 64(4), 233–247. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6

Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. Ecography, 38(5), 541–545. https://doi.org/10.1111/ecog.01132

Ajzen, I., & Madden, T. J. (1986). Prediction of goal-directed behavior: Attitudes, intentions, and perceived behavioral control. Journal of Experimental Social Psychology, 22(5), 453–474. https://doi.org/10.1016/0022-1031(86)90045-4

Alard, D. & Poudevigne, I. (2002). Biodiversity in changing landscapes: from species or patch assemblages to system organization. En: Leuven, R.S.E.W., Poudevigne, I., Teeuw (eds.), Application of Geographic Information Systems and Remote Sensing in River Studies, pp. 9 - 24.

Albanesi, S. A., Jayat, J. P., & Brown, A. D. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el pedemonte de yungas del noroeste Argentino. Mastozoología Neotropical, 23(2).

Allen PE, Cooper CB (2006) La ciencia ciudadana como herramienta para el monitoreo de la biodiversidad. Pisanty I, M Caso. Especies, espacios y riesgos: Monitoreo para la conservación de la biodiversidad. Distrito Federal, México. Instituto Nacional de Ecología, 17–32.

Anand, M. O., Krishnaswamy, J., Kumar, A., & Bali, A. (2010). Sustaining biodiversity conservation in human-modified landscapes in the Western Ghats: Remnant forests matter. Biological Conservation, 143(10), 2363–2374. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.013

Ang'ila, R. O., Kimuyu, D. M., Wambugu, G. M., & Ogutu, J. O. (2023). Fine-scale variation in soil and topography influences herbaceous vegetation and the distribution of large

mammalian herbivores. African Journal of Ecology, 61(3), 706–716. https://doi.org/10.1111/aje.13166

Aprile, Gustavo; Cirignoli, Sebastián; Varela, Diego; Lucherini, Mauro; D'Agostino, Romina; Schiaffini, Mauro I.; Reppucci, Juan I.; Ercoli, Marcos D. (2019). *Galictis cuja*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.

Aranguren, M. F., Velasco, M. A., Trofino-falasco, C., Pizzarello, M. G., Vera, D. G., & Berkunsky, I. (2023). Mammals of the Tandilia Mountain system , current species inhabiting Pampean highland grasslands. Neotropical Biology and Conservation, 18(1), 13–29. https://doi.org/10.3897/neotropical.18.e98374

Aranguren, M. F., Trofino Falasco, C., Pizzarello, G., Velasco, M. A., & Berkunsky, I. (2021). Patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia. En E-JAM. 21, Jornada Argentina de Mastozoología Virtual (16-19 de noviembre de 2021).

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleyra, D., et al. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomas Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment,* 28, 100834. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834

Baldi, G., & Paruelo, J. M. (2008). Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology and Society,* 13(2). https://www.jstor.org/stable/26267957

Barocas, A., Hefner, R., Ucko, M., Merkle, J. A., & Geffen, E. (2018). Behavioral adaptations of a large carnivore to human activity in an extremely arid landscape. *Animal Conservation*, 21(5), 433-443. https://doi.org/10.1111/acv.12414

Barquez, R. M., Díaz, M., & Ojeda, R. A. (2006). Mamíferos de Argentina: Sistemática y distribución. Editorial SAREM.

Barros, A. L., Raposo, D., Almeida, J. D., Jesus, H., Oliveira, M. A., Fernandes, C. R., MacKenzie, D. I., & Santos-Reis, M. (2024). An integrated assessment of niche partitioning reveals mechanisms of coexistence between mesocarnivores. *Global Ecology and Conservation*, 54, e03116. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03116

Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006–1016. https://doi.org/10.1111/cobi.12536

Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2012). Big city life: Carnivores in urban environments. Journal of Zoology, 287(1), 1–23. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x

Beck, J., Böller, M., Erhardt, A., & Schwanghart, W. (2014). Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics*, 19, 10-15. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002

Beier, P., Majka, D. R., & Jenness, J. (2007). Conceptual steps for designing wildlife corridors. Corridor Design. https://corridordesign.org

Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836–851. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x

Belote, R. T., Dietz, M. S., McRae, B. H., et al. (2016). Identifying corridors among large protected areas in the United States. *PLoS ONE*, 11(4), Article e0154223. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154223

Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. Biology Letters, 3(6), 620–623. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0415

Bertin, T. G. (2019). Eternal enemies, or incidental encounters? Structure and patterns of interspecific killing in Carnivora. Thesis of Master of Science. Virginia Commonwealth University. https://doi.org/10.25772/DXNP-TK06

Bertoni, M., & López, M. J. (2010). Percepciones sociales ambientales. Valores y actitudes hacia la conservación de la Reserva de Biósfera "Parque Atlántico Mar Chiquita"-Argentina. *Estudios y Perspectivas En Turismo*, 19, 835–849. www.marchiquitadigital.com.ar

Berzins, L. L., Morrissey, C. A., Howerter, D. W., & Clark, R. G. (2022). Conserving wetlands in agroecosystems can sustain aerial insectivore productivity and survival. *Canadian Journal of Zoology,* 100(10), 617-629.

Bilenca, D., & Miñarro, F. (2004). Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (1a ed.). Fundación Vida Silvestre Argentina.

Bilenca, D., Codesido, M., & Gonzáles-Fischer, C (2008). Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy*, January, 9–17.

Bilenca, D., Codesido, M., Gonzáles-Fischer, C., et al. (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2), 189–198.

Bisceglia, S. B. C., Pereira, J. A., Teta, P., & Quintana, R. D. (2008). Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. J*ournal of Arid Environments*, 72(6), 1120–1126. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.11.003

Boitani, L., & Powell, R. A. (2012). Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. OUP Oxford.

Brancatelli, G. I. E., & Yezzi, A. L. (2017). Análisis de la explotación de puma en Argentina. *BioScriba* 8 (1) 1-8.

Brodie, J. F., Giordano, A. J., Dickson, B., et al. (2015). Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*, 29(1), 122–132. https://doi.org/10.1111/cobi.12337

Brown, A. D., & Pacheco, S. (2006). Propuesta de actualización del mapa de ecorregiones de la Argentina. In A. D. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, & J. Corchera (Eds.), La situación ambiental Argentina 2005 (pp. 28–31). Fundación Vida Silvestre Argentina.

Burgos, J. J. & Vidal, A. L. (1951). Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite. Meteoros 1: 3–32.

Burkart R., Bárbaro, N., Sánchez, R.O. & Gómez D. A. (1999). Eco–regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, 43 pp.

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach (2nd ed.). Springer.

Busch M, Alvarez MR, Cittadino EA, Kravetz FO (1997) Habitat selection and interespecific competition in rodents in pampean agroecosystems. *Mammalia* 61:167–184

Buskirk, S. W. (2023). Carnivoran Ecology: The Evolution and Function of Communities. Oxford University Press.

Cabrera, A. L., & Yepes, J. (1940). Mamíferos sudamericanos: Vida, costumbres y descripción. Compañía Argentina de Editores.

Carbone, C., Teacher, A., & Rowcliffe, J. M. (2007). The Costs of Carnivory. PLOS Biology, 5(2), e22. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050022

Carmanchahi, P. D., Panebianco, A., Leggieri, L., et al. (2019). *Lama guanicoe*. En Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación & Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (Eds.), Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción: Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Recuperado de http://cma.sarem.org.ar

Carmona, G., Virgós, E., Burgos, T., & Barrientos, R. (2024). Factors determining roadkills in a mammal carnivore are road-type specific. *Mammalian Biology, 104*, 175–183. https://doi.org/10.1007/s42991-024-00400-y

Caro, T. (2010). Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species. Island Press. pp. 400.

Carroll, C., McRae, B. H., & Brookes, A. (2012). Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in western North America. *Conservation Biology, 26*(1), 78–87. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01753.x

Caruso, N. C. (2015). Factores determinantes de la distribución de cuatro especies de carnívoros en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Tesis de doctorado). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., & Casanave, E. B. (2016). Species-Specific Responses of Carnivores to Human-Induced Landscape Changes in Central Argentina. *PLOS ONE*, 11(3), e0150488. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150488

Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., Lucherini, M., Guerisoli, M., Martinez, S., & Casanave, E. B. (2017). Carnívoros en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires: ecología y

conflictos con los ganaderos. RIA. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 43(2), 165-174.

Caruso, N. C., Luengos Vidal, E. M., Manfredi, M. C., Araujo, M. S., Lucherini, M., & Casanave, E. B. (2020). Spatio-temporal interactions of carnivore species in a coastal ecosystem in Argentina. *Ocean and Coastal Management*, *198*(July), 105311. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105311

Castaño-Uribe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., & Diaz-Pulido, A. (2016). II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical.

Castilho, C. S., Hackbart, V. C. S., Pivello, V. R., & dos Santos, R. F. (2015). Evaluating landscape connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* among Atlantic forest protected areas. *Environmental Management, 55*(6), 1377–1389. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0463-7

Castillo, D. F. (2010). Ecología espacial, temporal y trófica del zorrino (*Conepatus chinga*) en un área natural y un área de uso agrícola. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

Castillo, D. F., Lucherini, M., Luengos Vidal, E. M., Manfredi, C., & Casanave, E. B. (2011). Spatial organization of Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in two landscapes of the Pampas grassland of Argentina. *Canadian Journal of Zoology, 89*(3), 229–238. https://doi.org/10.1139/Z10-110

Castillo, D. F., Luengos Vidal, E. M., Caruso, N. C., Casanave, E. B., & Lucherini, M. (2015). Activity patterns of Molinas HOG-nosed skunk in two areas of the Pampas grassland (Argentina) under different anthropogenic pressure. *Ethology Ecology and Evolution*, 27(4). https://doi.org/10.1080/03949370.2014.953597

Castillo, Diego F.; Schiaffini, Mauro I. (2019). *Conepatus chinga*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.

Červinka, J., Riegert, J., Grill, S., & Šálek, M. (2015). Large-scale evaluation of carnivore road mortality: The effect of landscape and local scale characteristics. *Mammalian Research, 60*(3), 233–243. https://doi.org/10.1007/s13364-015-0226-0

Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics, 31, 343–366. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343

Chimento, N. R., & De Lucca, E. R. (2014). El puma (*Puma concolor*) recoloniza el centro y el este del ecosistema de las pampas. *Historia Natural, 4*, 13–51.

Cingolani, C. A. (2011). The Tandilia system of Argentina as a southern extension of the Río de la Plata craton: An overview. *International Journal of Earth Sciences, 100*(2), 221–242. https://doi.org/10.1007/s00531-010-0611-5

Cobos, M. E., Peterson, A. T., Osorio-Olvera, L., & Jiménez-García, D. (2019). An exhaustive analysis of heuristic methods for variable selection in ecological niche modeling and

species distribution modeling. *Ecological Informatics, 53*, 100983. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.100983

Cong, W., Li, J., Hacker, C., Li, Y., Zhang, Y., Jin, L., Zhang, Y., Li, D., Xue, Y. & Zhang, Y. (2024). Different coexistence patterns between apex carnivores and mesocarnivores based on temporal, spatial, and dietary niche partitioning analysis in Qilian Mountain National Park, China. eLife, 13, RP90559. https://doi.org/10.7554/eLife.90559

Cordero, S., Gálvez, F., & Fontúrbel, F. E. (2024). Temporal and behavioural niche partitioning underlies coexistence within a native-exotic rodent assemblage exploiting a high-value limited resource. Austral Ecology, 49(7), e13560. https://doi.org/10.1111/aec.13560

Cortelezzi, A., Simoy, M.V., Siri, A., Donato, M., Cepeda, R.E., Marinelli, C.B., Berkunsky, I. (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators* 117, 106619. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106619

Cozzi, G., Broekhuis, F., McNutt, J. W., & Schmid, B. (2013). Comparison of the effects of artificial and natural barriers on large African carnivores: Implications for interspecific relationships and connectivity. *Journal of Animal Ecology, 82*(3), 707–715. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12039

Cravino, A., & Brazeiro, A. (2023). Tick-tock… says the moon and the sun: Daily activity patterns of mid-large-sized mammals in grassland-dominated landscapes afforested with Eucalyptus. *Austral Ecology,* 48(8), 1737–1761. https://doi.org/10.1111/aec.13411

Crego, R. D., Wells, H. B. M., Ndung'u, K. S., et al. (2021). Moving through the mosaic: Identifying critical linkage zones for large herbivores across a multiple-use African landscape. *Landscape Ecology, 36*(5), 1325–1340. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01232-8

Crespo, J. A. (1966). Ecología de una comunidad de roedores silvestres en el Partido de Rojas, Provincia de Buenos Aires. Rev. Mus. Cs. Nat. " Bernardino Rivadavia " Ecol. 1: 79-134.

Crooks, K. R. (2002). Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology,* 16(2), 488–502. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). Connectivity Conservation. En Cambridge University Press (Vol. 14). https://doi.org/10.1016/s0065-2113(08)60505-2

Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., et al. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 366*(1578), 2642–2651. https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0125

Cruz, P., Iezzi, M. E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M. S., et al. (2018). Effects of human impacts on habitat use, activity patterns, and ecological relationships among medium

and small felids of the Atlantic Forest. *PLOS ONE, 13*(8), e0200806. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200806

Cruz, L. R., Muylaert, R. L., Galetti, M., & Pires, M. M. (2022). The geography of diet variation in Neotropical Carnivora. *Mammal Review*, 52(1), 112–128. https://doi.org/10.1111/mam.12266

Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2014). Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 85*(1), 189–199. https://doi.org/10.7550/rmb.36723

Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J., & Levey, D. J. (2006). Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, *313*(5791), 1284-1286. https://doi.org/10.1126/science.1130098

De Abelleyra, D. (2023). Caracterización de rotaciones de cultivos y su impacto en el rendimiento y funcionamiento de sistemas agrícolas (Doctoral dissertation, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria).

De Angelo, C. D. (2009). El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) [Tesis de doctorado]

De Angelo, C., Paviolo, A., Wiegand, T., Kanagaraj, R., & Di Bitetti, M. S. (2013). Understanding species persistence for defining conservation actions: A management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. Biological Conservation, 159, 422–433. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.021

De Angelo, C., Llanos, R., Guerisoli, M. M., Varela, D., Valenzuela, A. E. J., Pía, M. V., Monteverde, M., Reppucci, J. I., Lucherini, M., D'Agostino, R., Bolgeri, M. J. & Quiroga, V. A. (2019). *Puma concolor*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.

De Lucca, E. R., & Chimento, N. R. (2020). El Puma (*Puma concolor*) en las Pampas de la provincia de Buenos Aires: Una actualización sobre distribución geografica y conflicto con el hombre. Historia Natural, 10(2), 53–79. https://doi.org/10.1157/13097569

De Oliveira, T. G. & Pereira, J. A. (2014). Intraguild Predation and Interspecific Killing as Structuring Forces of Carnivoran Communities in South America. Journal of Mammalian Evolution, 21(4), 427–436. https://doi.org/10.1007/s10914-013-9251-4

de Vries, F. P., & Hanley, N. (2016). Incentive-based policy design for pollution control and biodiversity conservation: A review. *Environmental and Resource Economics, 63*(4), 687–702. https://doi.org/10.1007/s10640-015-9996-8

Delibes, M., Travaini, A., Zapata, S. C., & Palomares, F. (2003). Alien mammals and the trophic position of the lesser grison (*Galictis cuja*) in Argentinean Patagonia. *Canadian Journal of Zoology*, *81*(1), 157-162. https://doi.org/10.1139/z02-220

DeMatteo, K. E., Escalante, O. M., Alegre, D. M. I., et al. (2023). A multispecies corridor in a fragmented landscape: Evaluating effectiveness and identifying high-priority target areas. *PLOS ONE, 18*, e0283258. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0283258

Di Giacomo, A. S. D., Vickery, P. D., Casañas, H., et al. (2010). Landscape associations of globally threatened grassland birds in the Aguapey River Important Bird Area, Corrientes, Argentina. *Bird Conservation International, 20*, 62–73. https://doi.org/10.1017/S0959270909990177

Dickman, A., Marchini, S. & Manfredo, M. (2013). Chapter 7: The human dimension in addressing conflict with large carnivores. En Key topics in conservation biology 2 (p. 502). John Wiley & Sons Inc.

Donadio, E., Di Martino, S., Aubone, M., & Novaro, A. J. (2001). Activity patterns, home-range. And habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, mustelidae), in the northwestern Patagonia. Mammalia, 65, 49–54.

Donadio, E., & Buskirk, S. W. (2006). Diet, Morphology, and Interspecific Killing in Carnivora. The American Naturalist, 167(4), 524–536. https://doi.org/10.1086/501033

Donadio, E., Zanón Martínez, J. I., Alarcón, P., & Franklin, W. L. (2022). Guanaco Predation by Pumas and Its Relationship to Patagonian Food Webs. En P. Carmanchahi & G. Lichtenstein (Eds.), Guanacos and People in Patagonia: A Social-Ecological Approach to a Relationship of Conflicts and Opportunities (pp. 103–120). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-06656-6_5

Dong, X., Zhang, J., Gu, X., et al. (2021). Evaluating habitat suitability and potential dispersal corridors across the distribution landscape of the Chinese red panda (*Ailurus styani*) in Sichuan, China. *Global Ecology and Conservation, 28*, e01705. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01705

Doumecq Milieu, R. E., Morici, A., & Nigro, N. A. (2012). Ampliación de la distribución austral del carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Nótulas Faunísticas, (92), 1–10.

Dutta, T., Sharma, S., Meyer, N. F. V., et al. (2022). An overview of computational tools for preparing, constructing and using resistance surfaces in connectivity research. *Landscape Ecology, 37*, 2195–2224. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01469-x

Ebensperger, L.A., Mella, J.E., and Simonetti, J.A. (1991). Trophicniche relationships among *Galictis cuja*, *Dusicyon culpaeus*, and *Tyto alba* in central Chile. J. Mammal. 72: 820–823.

Echeverría M. L., Alonso S. I. & Comparatore V. M. (2017). Survey of the vascular plants of Sierra Chica, the untouched area of the Paititi Natural Reserve (southeastern Tandilia mountain range, Buenos Aires province, Argentina). Check List 13(6): 1003–1036. https://doi.org/10.15560/13.6.1003

Efford, M. G., & Dawson, D. K. (2012). Occupancy in continuous habitat. Ecosphere, 3(4), art32. https://doi.org/10.1890/ES11-00308.1

Elbroch, M., Wittmer, H. U., Saucedo, C., & Corti, P. (2009). Dispersión de larga distancia de un puma (*Puma concolor puma*) macho en Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural, 82*, 459–461. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300011

Elbroch, L. M., & Wittmer, H. U. (2012). Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology, 77*, 377–384. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.010

Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., et al. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography, 19*, 589–606. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x

Emmons L, Schiaffini M, Schipper J (2016) *Conepatus chinga*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41630A45210528. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1. RLTS.T41630A45210528.en [Accessed on 03 November 2022]

Ersoy, E., Jorgensen, A., & Warren, P. H. (2019). Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. *Urban Forestry & Urban Greening, 40*, 308–322. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001

Etherington, T. R. (2016). Least-cost modelling and landscape ecology: Concepts, applications, and opportunities. *Current Landscape Ecology Reports, 1*, 40–53. https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9

Eversham, B. C., & Telfer, M. G. (1994). Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: Corridors or refugia? *Biodiversity and Conservation, 3*, 538–545. https://doi.org/10.1007/BF00115159

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34*, 487–515. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society, 14*(1), 21. Recuperado de https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/

Falasca, S., Ulberich, A., Bernabé, M. & Mordenti, S. (2000). Principales características agroclimáticas del sudeste bonaerense, República Argentina. Revija za Geografijo 127: 91–102. http://www.jstor.org/stable/40992785

Farias, A. A., & Kittlein, M. J. (2008). Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced changes in prey base. Ecological Research, 23(3), 543–550. https://doi.org/10.1007/s11284-007-0407-7

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. https://doi.org/10.1002/joc.5086

Fielding, M. W., Cunningham, C. X., Buettel, J. C., Stojanovic, D., Yates, L. A., Jones, M. E., & Brook, B. W. (2022). Dominant carnivore loss benefits native avian and invasive mammalian scavengers. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1985), 20220521.

Finnegan, S. P., Gantchoff, M. G., Hill, J. E., Silveira, L., Tôrres, N. M., Jácomo, A. T., & Uzal, A. (2021). "When the felid's away, the mesocarnivores play": Seasonal temporal segregation in a neotropical carnivore guild. *Mammalian Biology*, *101*(5), 631-638. https://doi.org/10.1007/s42991-021-00110-9

Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. Journal of Statistical Software, 43(10), 1–23. https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10

Fix, E., & Hodges, J. L. (1951). Discriminatory analysis. Nonparametric discrimination: Consistency properties. USAF School of Aviation Medicine, Randolph Field, Texas.

Foster, V. C., Sarmento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T. A., Negrões, N., Fonseca, C., & Silveira, L. (2013). Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica*, *45*(3), 373-379. https://doi.org/10.1111/btp.12021

Galantinho, A., Herrera, J. M., Eufrázio, S., et al. (2020). Road verges provide connectivity for small mammals: A case study with wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in an agro-silvo pastoral system. *Journal of Environmental Management, 258*, 110033. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110033

Gálvez, N., Meniconi, P., Infante, J., & Bonacic, C. (2021). Response of mesocarnivores to anthropogenic landscape intensification: Activity patterns and guild temporal interactions. *Journal of Mammalogy*, *102*(4), 1149-1164. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab074

Gandini, M. L., Lara, B. D., Moreno, L. B., et al. (2019). Trends in fragmentation and connectivity of *Paspalum quadrifarium* grasslands in the Buenos Aires province, Argentina. *PeerJ, 7*, e6450. https://doi.org/10.7717/peerj.6450

García, V. B., & Kittlein, M. J. (2005). Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. Mammalian Biology, 70(4), 218–226. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2004.11.019

Gáspero, P., Easdale, M., Pereira, J., Fernández-Arhex, V., & Von Thüngen, J. (2018). Human-carnivore interaction in a context of socio-productive crisis: Assessing smallholder strategies for reducing predation in North-west Patagonia, Argentina. Journal of Arid Environments, 150, 92-98. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.12.005

Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, *360*(6394), 1232-1235. https://doi.org/10.1126/science.aar7121

Gelin, M. L., Branch, L. C., Thornton, D. H., Novaro, A. J., Gould, M. J., & Caragiulo, A. (2017). Response of pumas (*Puma concolor*) to migration of their primary prey in Patagonia. *PLOS ONE*. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188877

Gilbert, F., Gonzalez, A., & Evans-Freke, I. (1998). Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London*. Series B: Biological Sciences, 265(1396), 577-582. https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0333

Gittleman, J. L. (Ed.). (1989). Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution. Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4

Gómez, H., Wallace, R. B., Ayala, G., & Tejada, R. (2005). Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, *40*(2), 91-95. https://doi.org/10.1080/01650520500129638

González, S., Gutierrez, V., Arellano, H., et al. (2023). Supporting the recovery of the pampas deer in Uruguay. *Oryx, 57*, 423–424. https://doi.org/10.1017/S0030605323000480

González-Saucedo, Z. Y., González-Bernal, A., & Martínez-Meyer, E. (2021). Identifying priority areas for landscape connectivity for three large carnivores in northwestern Mexico and southwestern United States. Landscape Ecology, 36(3), 877–896. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01185-4

Gorosábel, A., Bernad, L., & Pedrana, J. (2020). Ecosystem services provided by wildlife in the Pampas region, Argentina. Ecological Indicators, 117(November 2019). https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106576

Gorosábel, A., Barral, M. P., Bernad, L., Muñoz, S. D., Bernardos, J., & Pedrana, J. (2023). Pampas fox spatial and temporal variation in Argentinean agroecosystems. Wildlife Research, 51(1). https://doi.org/10.1071/WR23004

Grass, I., Loos, J., Baensch, S., et al. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature, 1*, 262–272. https://doi.org/10.1002/pan3.21

Green, A. M., Barnick, K. A., Pendergast, M. E., & Şekercioğlu, Ç. H. (2022). Species differences in temporal response to urbanization alters predator-prey and human overlap in northern Utah. *Global Ecology and Conservation*, *36*, e02127. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02127

Gregory, A., Spence, E., Beier, P., & Garding, E. (2021). Toward best management practices for ecological corridors. *Land, 10*, 140. https://doi.org/10.3390/land10020140

Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: Implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation, 17*, 1685–1699. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9374-8

Grilo, C., Smith, D. J., & Klar, N. (2015). Carnivores. En R. Van der Ree, D. J. Smith, & C. Grilo (Eds.), *Handbook of road ecology* (pp. 300–312). Wiley-Blackwell.

Guerisoli, M. de las M., Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., & Lucherini, M. (2019). Habitat use and activity patterns of *Puma concolor* in a human-dominated landscape of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 100(1), 202–211. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz005

Guerisoli, M. M., Gallo, O., Martinez, S., Luengos Vidal, E. M., & Lucherini, M. (2021). Native, exotic, and livestock prey: Assessment of puma Puma concolor diet in South American temperate region. *Mammal Research,* 66(1), 33–43. https://doi.org/10.1007/s13364-020-00549-0

Guidobono, J. S., Muñoz, J., Muschetto, E., Teta, P., & Busch, M. (2016). Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in agroecosystem habitats of Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral,* 26, 40–50.

Guillera Arroita G. (2017). Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40, 281-295.

Gustafson, E. J., & Parker, G. R. (1992). Relationships between land cover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*, 7(2), 101–110.

Hagen, M., Kissling, W. D., Rasmussen, C., De Aguiar, M. A., Brown, L. E., Carstensen, D. W., ... & Olesen, J. M. (2012). Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. In *Advances in ecological research* (Vol. 46, pp. 89-210). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2

Harvey, E., Gounand, I., Ward, C. L., & Altermatt, F. (2017). Bridging ecology and conservation: From ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology, 54*(2), 371–379. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12769

Hassanin, A., Veron, G., Ropiquet, A., Jansen van Vuuren, B., Lécu, A., Goodman, S. M., et al. (2021). Evolutionary history of Carnivora (Mammalia, Laurasiatheria) inferred from mitochondrial genomes. *PLoS ONE* 16(2): e0240770. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240770

Hayward, M. W., & Slotow, R. (2009). Temporal partitioning of activity in large African carnivores: Tests of multiple hypotheses : research article. *South African Journal of Wildlife Research*, *39*(2), 109-125. https://doi.org/10.10520/EJC117325

Heikinheimo, H., Eronen, J. T., Sennikov, A., et al. (2012). Convergence in the distribution patterns of Europe's plants and mammals is due to environmental forcing. *Journal of Biogeography, 39*(9), 1633–1644. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02723.x

Herrera, L., & Laterra, P. (2007). Relaciones entre la riqueza y la composición florística con el tamaño de fragmentos de pastizales en la Pampa Austral, Argentina. En S. D. Matteucci (Ed.), *Panorama de la Ecología de Paisajes en Argentina y Países Sudamericanos* (pp. 387–396). INTA, UNESCO, Secretaría de Ciencia y Técnica.

Herrera, L. P., & Laterra, P. (2011). Relative influence of size, connectivity and disturbance history on plant species richness and assemblages in fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science,* 14(2), 181–188. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01117.x

Herrera, L., Sabatino, M., Gastón, A., & Saura, S. (2017). Grassland connectivity explains entomophilous plant species assemblages in an agricultural landscape of the Pampa Region, Argentina. *Austral Ecology,* 42(4), 486–496. https://doi.org/10.1111/aec.12468

Herrera, L., Montti, L., Sabatino, M., & De Rito, M. (2019). El paisaje serrano de Tandilia: Un tesoro geológico, ecológico y cultural. *Ciencia Hoy*, 28(163), 44–50.

Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B. J., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, W. J., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., Groves, C., & Tabor, G. M. (2021). Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos. IUCN, International Union for Conservation of Nature. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.es

Holekamp, K.E., & Benson-Amram, S. (2017). The evolution of intelligence in mammalian carnivores. *Interface focus*, 7(3), 20160108.

Holland, G. J., & Bennett, A. F. (2007). Occurrence of small mammals in a fragmented landscape: The role of vegetation heterogeneity. *Wildlife Research, 34*(5), 387–397. https://doi.org/10.1071/WR07061

Holmberg, E.L. (1884) Viajes a las Sierras de Tandil y de la Tinta. *Actas de la Academia de Ciencias de Córdoba* 5(2): 93–96. https://doi.org/10.5962/bhl.title.2503

Huang, X., Lin, C. y Ji, L. (2020). Los sesgos multidimensionales persistentes del conocimiento digital accesible sobre la biodiversidad de las aves en China. *Biodiversidad y Conservación* , 29, 3287-3311. https://doi.org/10.1007/s10531-020-02024-3.

Huck, M., Jędrzejewski, W., Borowik, T., et al. (2010). Habitat suitability, corridors, and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica, 55*(2), 177–192. https://doi.org/10.4098/j.at.0001-7051.114.2009

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22, 415–427. https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039

Illoldi-Rangel, P., & Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía, 3*, 7–12.

IUCN. (2025). Order *Carnivora*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024–2. Actualizado en 2025-03-24

Jaimes, F. R., Sabatino, M., & Herrera, L. P. (2019). Caracterización del paisaje serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) utilizando SIG. Una aproximación para definir áreas prioritarias para la conservación. *Revista de Estudios Ambientales, 7*, 39–65.

Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical,*

Physical and Engineering Sciences, 374(2065), 20150202. https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202

Kelly, M. J., & Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. Northeastern Naturalist, 15, 249–262. https://doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS] 2.0.CO;2

Kitchen, A. M., Gese, E. M., & Schauster, E. R. (2000). Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology*, *78*(5), 853-857. https://doi.org/10.1139/z00-003

Kronfeld-Schor, N., & Dayan, T. (2003). Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*(1), 153-181. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435

LaRue, M. A., & Nielsen, C. K. (2008). Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling, 212*(3–4), 372–381. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.036

Laundre, J. W., Hernandez, L., & Ripple, W. J. (2010). The Landscape of Fear: Ecological Implications of being afraid. *The Open Ecology Journal*, *3*(3), 1-7. https://doi.org/10.2174/1874213001003030000

Laurance, W. F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution, 15*(4), 134–135. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01838-3

Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., et al. (2008). Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation, 141*(6), 1581–1590. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.003

Linnell, J. D. C., & Strand, O. (2000). Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. Diversity and Distributions, 6(4), 169–176. https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00069.x

Lizarralde, M. (2016). Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina: Categorización de mamíferos invasores y alternativas de manejo. Mastozoología Neotropical, 23(2), 267–277.

Liu, C., Newell, G., White, M., & Bennett, A. F. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLOS ONE, 13*(10), e0206071. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206071

Llanos, R., Llanos, M. B., & Travaini, A. (2016). qué ves cuando me ves? El puma (*Puma concolor*) Y Su Representación En Los Medios De Prensa Escrita De Patagonia Argentina. Interciencia, 41(1), 16–22.

Lombardi, J. V., Haines, A. M., Watts, G. W., Grassman, L. I., Janečka, J. E., Caso, A. et al. (2022). Status and distribution of jaguarundi in Texas and Northeastern México:

Making the case for extirpation and initiation of recovery in the United States. Ecology and Evolution, 12, e8642. https://doi. org/10.1002/ece3.8642

Lucherini, M., Pessino, M., & Farias, A. (2004). Pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) (G. Fischer, 1814). En C. Sillero-Zubiri, M. Hoffman, & D. W. Macdonald (Eds.), *Canids: Foxes, wolves, jackals, and dogs. Status survey and conservation action plan* (pp. 63–68). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Species Survival Commission, Canid Specialist Group.

Lucherini, M., & Luengos Vidal, E. M. (2008). *Lycalopex Gymnocercus* (Carnivora: Canidae). Mammalian Species, 820, 1–9. https://doi.org/10.1644/820.1

Lucherini, M., & Merino, M. J. (2008). Perceptions of human-carnivore conflicts in the high Andes of Argentina. Mountain Research and Development, 28(1), 81–85. https://doi.org/10.1659/mrd.0903

Lucherini, M., Reppucci, J. I., Walker, R. S., Villalba, M. L., Wurstten, A., Gallardo, G., Iriarte, A., Villalobos, R., & Perovic, P. (2009). Activity Pattern Segregation of Carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy*, *90*(6), 1404-1409. https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-002R.1

Lucherini, M., Reppucci, J. I., Soler, L., González, A., González Ciccia, P., Palacios, R., Pereira, J. A., & Zapata, S. (2018). Analizando los esfuerzos para la conservación de carnívoros terrestres en Argentina. Gayana (Concepción), 82(2), 105–117. https://doi.org/10.4067/S0717-65382018000200105

Luengos Vidal, E. M. (2009). Organización Espacial de *Pseodalopex gymnocercus* en los Pastizales Pampeanos. Universidad Nacional del Sur.

Luengos Vidal, E. M., Sillero-Zubiri, C., Marino, J., Casanave, E. B., & Lucherini, M. (2012). Spatial organization of the Pampas fox in a grassland relict of central Argentina: A flexible system. Journal of Zoology, 287(2), 133–141. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00896.x

Luengos Vidal, E. M., Castillo, D. F., Caruso, N. C., Casanave, E. B., & Lucherini, M. (2016). Field capture, chemical immobilization, and morphometrics of a little-studied South American carnivore, the lesser grison. *Wildlife Society Bulletin*, *40*(2), 400-405. https://doi.org/10.1002/wsb.654

Luengos Vidal, Estela; Farías, Ariel; Valenzuela, Alejandro E. J.; Caruso, Nicolás (2019). *Lycalopex gymnocercus*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.

Lund, U., Agostinelli, C., & Agostinelli, M. C. (2017). Package 'circular'. *Repository CRAN*, 775(5)

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L., & Hines, J. E. (2017). Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Elsevier.

MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Andrew Royle J. & Langtimm C.A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83, 2248-2255.

Makuya, L., & Schradin, C. (2024). Costs and benefits of solitary living in mammals. *Journal of Zoology*, 323(1), 9-18.

Mandujano Rodriguez, S., & Pérez-Solano, L. A. (Eds.). (2019). Fototrampeo en R. Organización y análisis de datos (Vol. 1). Instituto de Ecología A. C.

Manfredi, C., Lucherini, M., Canepuccia, A. D., & Casanave, E. B. (2004). Geographical Variation in the Diet of Geoffroy's Cat (*Oncifelis geoffroyi*) in Pampas Grassland of Argentina. *Journal of Mammalogy,* 85(6), 1111–1115. https://doi.org/10.1644/BWG-133.1

Manfredi, C., Soler, L., Lucherini, M., & Casanave, E. B. (2006). Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi)* in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology*, 268(4), 381–387. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00033.x

Manfredi, C., Lucherini, M., Soler, L., Baglioni, J., Vidal, E. L., & Casanave, E. B. (2011). Activity and movement patterns of Geoffroy's cat in the grasslands of Argentina. *Mammalian Biology,* 76(3), 313–319. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.01.009

Manfredi, C., Vidal, E. L., Castillo, D. F., Lucherini, M., & Casanave, E. B. (2012). Home range size and habitat selection of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*, Felidae, Carnivora) in the pampas grassland. *Mammalia, 76*(1), 105–108. https://doi.org/10.1515/mammalia-2011-0039

Matteucci, S. D., Solbrig, J. L., Morello, J. & Halffter, G. (eds). (1999). Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Editorial Eudeba. Universitaria de Buenos Aires, 580 pp.

Matteucci, S.D. (2012). Ecorregión Pampa. En: Morello, J., Matteucci, S. D., Rodriguez, A. F., Silva, M. E. Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, 391–446.

McGarigal, K.,Mc Comb, W. C. (1995) Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65: 235 - 260.

McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., Crall, A. W., Dayer, A. A., Dickinson, J. L., Filipek, S. P., Fink, D., Fischer, C. B., Ford, L. B., Parrish, J. K., Phillips, T. B., Porter, S. S., Soukup, M. A., & Weltzin, J. F. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15-28.

Medan, D., Torretta, J. P., Hodara, K., de la Fuente, E. B., & Montaldo, N. H. (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity

in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 20(13), 3077–3100. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0118-9

Mena, M. (2004). *Aplicación de estadística circular a problemas de Ciencias Naturales* (1ª ed.). Librería Akadia Editorial. Buenos Aires, Argentina.

Meredith, M., & Ridout, M. S. (2017). *Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns* (Version 0.3.0) [R package]. https://CRAN.R-project.org/package=overlap

Martínez-Meyer, E., Díaz-Porras, D., Peterson, A. T., & Yáñez-Arenas, C. (2013). Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology Letters, 9*(1), 20120637. https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0637

Matteucci, S. D. (2012). Ecorregión Pampa. En J. H. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, & M. E. Silva (Eds.), *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (pp. 391–446). Orientación Gráfica Editora.

McClure, C. J. W., Ware, H. E., Carlisle, J., et al. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: Avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 280*(1773), 20132290. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2290

McRae, B. H. (2012). *Centrality mapper connectivity analysis software*. The Nature Conservancy.

McRae, B.H. and D.M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: https://circuitscape.org/linkagemapper.

McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology, 89*(10), 2712–2724. https://doi.org/10.1890/07-1861.1

Mereles, F., Nazaro, G., Villalba, L., et al. (2023). Designing biological corridors for the Pilcomayo River region (Gran Chaco) of Argentina, Bolivia, and Paraguay. *Revista de la Sociedad Científica del Paraguay, 28*(2), 220–249. https://doi.org/10.32480/rscp.2023.28.2.220

Merino, M. L., Cirignoli, S., Perez-Carusi, L., et al. (2019). *Ozotoceros bezoarticus*. En Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (Eds.), *Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina*. http://cma.sarem.org.ar

Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography, 36*(10), 1058–1069. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x

Montenegro, J. A., Acosta, A., & Reimer, J. D. (2014). HaviStat© v2.2: Application to estimate preference for habitat and resources. *Universitas Scientiarum, 19*(3), 333–337. https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC19-3.haea

Morrow, C. B. (2019). Thresholding species distribution models. *Github*. https://babichmorrowc.github.io/post/2019-04-12-sdm-threshold/

Mosquera-Guerra, F., Barreto, S., Moreno-Niño, N., et al. (2024). Habitat connectivity of threatened ungulate species in a native savanna landscape of northern South America. *Mammalian Biology, 104*, 259–275. https://doi.org/10.1007/s42991-024-00404-8

Navarro-Castilla, Á., Mata, C., Ruiz-Capillas, P., et al. (2014). Are motorways potential stressors of roadside wood mice (*Apodemus sylvaticus*) populations? *PLOS ONE, 9*(3), e91942. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091942

Neu, C. W., Byers, C. R., & Peek, J. M. (1974). A technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management, 38*(3), 541–547. https://doi.org/10.2307/3800887

Nielsen C, Thompson D, Kelly M, Lopez-Gonzalez CA (2015) *Puma concolor* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T18868A97216466.https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T18868A50663436.en [Accessed on 03 November 2022]

Novaro, A. J., Funes, M. C., & Susan Walker, R. (2000). Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, *92*(1), 25-33. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00065-8

Nuñez, T. A., Lawler, J. J., McRae, B. H., Pierce, D. J., Krosby, M. B., Kavanagh, D. M., ... & Tewksbury, J. J. (2013). Connectivity planning to address climate change. *Conservation Biology*, *27*(2), 407-416. https://doi.org/10.1111/cobi.12014

O´Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, U. K. (2011). Camera Traps in Animal Ecology. In A. F. O'Connell, J. D. Nichols, & K. U. Karanth (Eds.), *Society*. Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4

Pacheco, L. F., Lucero, A., & Villca, M. (2004). Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia, y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia, 39*(1), 75–83.

Palmer, M. S., Fieberg, J., Swanson, A., Kosmala, M., & Packer, C. (2017). A 'dynamic' landscape of fear: Prey responses to spatiotemporal variations in predation risk across the lunar cycle. *Ecology Letters*, *20*(11), 1364-1373. https://doi.org/10.1111/ele.12832

Palomares & Caro. (2017). Interspecific Killing Among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist*, *153*(5). https://doi.org/10.2307/2463664

Paviolo, A., Cruz, P., Iezzi, M. E., Martínez Pardo, J., Varela, D., De Angelo, C., Benito, S., Vanderhoeven, E., Palacio, L., Quiroga, V., Arrabal, J. P., Costa, S., & Di Bitetti, M. S.

(2018). Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management,* 430, 576–586. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.029

Penteriani, V., Kuparinen, A., del Mar Delgado, M., Palomares, F., López-Bao, J. V., Fedriani, J. M., Calzada, J., Moreno, S., Villafuerte, R., Campioni, L., & Lourenço, R. (2013). Responses of a top and a meso predator and their prey to moon phases. *Oecologia*, *173*(3), 753-766. https://doi.org/10.1007/s00442-013-2651-6

Pereira, J. A., Varela, D. & Fracassi, N. (2002). Pampas cat in Argentina: Is it absent from the Pampas. *Cat News* 36:20–22.

Pereira, J. A. (2009). Efecto del Manejo Ganadero y Disturbios Asociados sobre la Ecologia Trofica y Espacial y la Demografia del Gato Montés (*Leopardus geoffroyi* en el Desierto del Monte, Argentina). Universidad de Buenos Aires.

Pereira, J. A. (2010). Activity pattern of Geoffroy's cats (*Leopardus geoffroyi)* during a period of food shortage. Journal of Arid Environments, 74(9), 1106–1109. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.03.017

Pereira, L. M., Owen-Smith, N., Moleón, M. (2014). Facultative predation and scavenging by mammalian carnivores: seasonal, regional and intra-guild comparisons. *Mammal Review* 44: 44–55.

Pereira, J. A., Lucherini, M., Cuyckens, G. A. E., Varela, D., Muzzachiodi, N. (2019). *Leopardus geoffroyi*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.

Pessino, M. E. M., Sarasola, J. H., Wander, C., & Besoky, N. (2001). Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de la vizcacha (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecología Austral*, 11(1), 61–67

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling, 190*(3–4), 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Pia, M. V., López, M. S., & Novaro, A. J. (2003). Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in central Argentina. Revista Chilena de Historia Natural, 76(2), 313–321.

Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L., & Keith, D. A. (2002). Limits to the use of threatened species lists. Trends in Ecology & Evolution, 17(11), 503–507. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02614-9

Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E., & Brashares, J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 105*(52), 20770–20775. https://doi.org/10.1073/pnas.0806080105

Prugh, L. R., Stoner, C. J., Epps, C. W., Bean, W. T., Ripple, W. J., Laliberte, A. S. & Brashares, J. S. (2009). The rise of the mesopredator. *BioScience*, 59(9), 1 779–791. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.9.9

Prugh, L. R., & Golden, C. D. (2014). Does moonlight increase predation risk? Meta-analysis reveals divergent responses of nocturnal mammals to lunar cycles. *Journal of Animal Ecology*, *83*(2), 504-514. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12148

Pullinger, M. G., & Johnson, C. J. (2010). Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: Evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology, 25*(10), 1547–1560. https://doi.org/10.1007/s10980-010-9526-6

Pulsford, I., Worboys, G., Howling, G., Barrett, T. (2012). Great Eastern Ranges, Australia. In: Hilty, J.A., Chester, C.C., Cross, M.S. (eds) Climate and Conservation. *Island Press/Center for Resource Economics*. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-203-7_16

Queiros, A., Cabral, S., Guimarães, T., Freitas, K., Santos, R., Lima, J., Oliveira, T., Pereira, J. S., & Calabuig, C.. (2024). Diet of the lesser-grison, *Galictis cuja* (Mammalia, Carnivora): a review and new data from the Brazilian semiarid Caatinga. B*razilian Journal of Biology*, 84, e286236. https://doi.org/10.1590/1519-6984.286236

Quintana CA, Mazzanti DL (2014) La emergencia de la diversificación de la caza en las sierras de tandilia oriental durante el holoceno tardío final. Comechingonia 18(2): 41–64. https://doi.org/10.37603/2250.7728.v18.n2.18153

R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.2.2) [Software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Ramírez, C. A. (2020). Los bordes de vías ferreas como áreas clave para la conservación de la biodiversidad en la región pampeana [Doctorado en Ciencias Naturales]. Universidad Nacional de General Sarmiento.

Rands, M. R. W., Adams, W. M., Bennun, L., et al. (2010). Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science, 329*(5997), 1298–1303. https://doi.org/10.1126/science.1189138

Redford, K.H., and Eisenberg, J.F. 1992. Mammals of the Neotropics: the Southern cone: 2. Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. University of Chicago Press, Chicago.

Redon, L., Le Viol, I., Jiguet, F., et al. (2015). Road network in an agrarian landscape: Potential habitat, corridor or barrier for small mammals? *Acta Oecologica, 62*, 58–65. https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.12.003

Riggio, J., Foreman, K., Freedman, E., et al. (2022). Predicting wildlife corridors for multiple species in an East African ungulate community. *PLOS ONE, 17*(3), e0265136. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0265136

Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, *14*(3), 322-337. https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038

Rimoldi, P. G., & Chimento, N. R. (2020). Nuevo registro de *Herpailurus yagouaroundi* y actualización de su distribución en el sur de Santa Fe, República Argentina. *Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM),* *4*(1), 1–7. http://doi.org/10.31687/saremNmS.2020.0.09

Rio-Maior, H., Nakamura, M., Álvares, F., & Beja, P. (2019). Designing the landscape of coexistence: Integrating risk avoidance, habitat selection, and functional connectivity to inform large carnivore conservation. *Biological Conservation, 235*, 178–188. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.021

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. Science, 343(6167), 1241484. https://doi.org/10.1126/science.1241484

Ritchie, E. G., & Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12(9), 982–998. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x

Roberge, J. M., & Angelstam, P. E. R. (2004). Utilidad del concepto de especie paraguas como herramienta de conservación. *Biología de la conservación*, 18 (1), 76-85.

Rodriguez Curras, M., Donadio, E., Middleton, A. D., & Pauli, J. N. (2022). Carnivore Niche Partitioning in a Human Landscape. *The American Naturalist,* 199(4), 496–509. https://doi.org/10.1086/718472

Rosenblatt, M. (1956). Remarks on some nonparametric estimates of a density function. The Annals of Mathematical Statistics, 27(3), 832–837. https://doi.org/10.1214/aoms/1177728190

Rotholz, E., & Mandelik, Y. (2013). Roadside habitats: Effects on diversity and composition of plant, arthropod, and small mammal communities. *Biodiversity and Conservation*, 22(4), 1017–1031. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0465-9

Rowley, J. J., Callaghan, C. T., Cutajar, T., Portway, C., Potter, K., Mahony, S., Newell, D., Boles, R., Lawson, L., Brassil, W., Webster, A., Spencer, R., Tingley, R., & Woods, A. (2019). FrogID: Citizen scientists provide validated biodiversity data on frogs of Australia. Herpetological. *Conservation and Biology,* 14(1), 155-170.

Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2013). Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biological Conservation,* 158, 223–229. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.025

Sala, O.E. & Paruelo, J.M. (1997). Ecosystem services in grasslands. Páginas 237-251 En: Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (G. Daily ed.). Island Press, Washington DC.

Santo Domingo, A. D., Caruso, N. C., Guerisoli, M. de las M., Lucherini, M., & Luengos Vidal, E. M. (2021). Limited influence of hunting on the activity patterns and habitat use of Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in agroecosystems of central Argentina. Behavioural Processes, 192, 104476. https://doi.org/10.1016/j.beproc.2021.104476

Sarsfield, A. V. (2003). Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in central Argentina. Revista Chilena de Historia Natural, 76(2), 313–321.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology, 5*(1), 18–32. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x

Schiaffini, M. I. (2014). Ensambles de pequeños carnívoros (Carnivora: Mustelidae y Mephitidae) en Patagonia: taxonomía, distribución y repartición trófica. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Schoener, T. W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science*, 185(4145), 27–39. https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (eds.) (2019). *Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina.* Versión digital: *http://cma.sarem.org.ar*.

Seiler, A. (2000). Ecological effects of roads: A review (Vol. 9). Swedish University of Agricultural Sciences.

Shake, C.S., Moorman, C.E., Ridd Le, J.D., Burchell, M.R. (2012). Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. Condor 114, 268-278. doi:10.1525/cond.2012.110107

Sillero-Zubiri, E. C., Hoffmann, M. & Macdonald, D. W. (2004). Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan. 430.

Skewes, O., Moraga, C. A., Arriagada, P., & Rau, J. R. (2012). El jabalí europeo (*Sus scrofa)*: Un invasor biológico como presa reciente del puma (*Puma concolor*) en el sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(3), 227–232. http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2012000200009

Soriano, A., León, R. J. C, Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cahuépé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, C. A. & Lemcoff, J. H. (1992). Río de la Plata grasslands. In: Coupland RT (Ed.) Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, New York, 367–407.

Schwab, A. C., & Zandbergen, P. A. (2011). Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography, 31*(2), 859–870. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.10.015

Sims, K. R. E. (2014). Do protected areas reduce forest fragmentation? A microlandscapes approach. *Environmental and Resource Economics, 58*(3), 303–333. https://doi.org/10.1007/s10640-013-9707-2

Singleton, P. H., Gaines, W. L., & Lehmkuhl, J. F. (2002). Landscape permeability for large carnivores in Washington: A geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. *USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station*.

Spear, S. F., Balkenhol, N., Fortin, M., et al. (2010). Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: Considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology, 19*(17), 3576–3591. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04657.x

Stoner, D. C., McDonald, Z., & Coon, C. A. C. (2023). Stepping stones to extirpation: Puma patch occupancy thresholds in an urban-wildland matrix. *Ecology and Evolution, 13*(4), e10381. https://doi.org/10.1002/ece3.10381

Sweanor, L. L., Logan, K. A., & Hornocker, M. G. (2000). Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14(3), 798-808. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99079.x

Tang, B., Clark, J. S., & Gelfand, A. E. (2021). Modeling spatially biased citizen science effort through the eBird database. Environmental and Ecological Statistics, 28(3), 609-630.

Tellaeche, C. G., Reppucci, J. I., Vidal, E. M. L., & Lucherini, M. (2014). New data on the distribution and natural history of the lesser grison (*Galictis cuja*), hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*), and culpeo (*Lycalopex culpaeus*) in northwestern Argentina. *Mammalia*, *78*(2), 261-266. https://doi.org/10.1515/MAMMALIA-2013-0005

Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G. H., Lambert, T. D., & Balbas, L. (2001). Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science*, 294(5548), 1923–1926. https://doi.org/10.1126/science.1064397

Terborgh, J., & Estes, J. A. (Eds.). (2010). *Trophic cascades: Predators, prey, and the changing dynamics of nature* (Resonance, Vol. 23, Número 11). Island Press. https://doi.org/10.1007/s12045-018-0730-z

Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., & Sauvajot, R. M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, *108*(3), 299-306. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00120-9

Tikka, P. M., Högmander, H., & Koski, P. S. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. Landscape Ecology, 16(8), 659–666. https://doi.org/10.1023/A:1013120529382

Timmers, R., van Kuijk, M., Verweij, P. A., et al. (2022). Conservation of birds in fragmented landscapes requires protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment, 20*(6), 361–369. https://doi.org/10.1002/fee.2485

Torrella, S. A., Piquer-Rodríguez, M., Levers, C., et al. (2018). Multiscale spatial planning to maintain forest connectivity in the Argentine Chaco in the face of deforestation. *Ecology and Society, 23*(3), 37. https://doi.org/10.5751/ES-10546-230437

Treves, A., & Karanth, K. U. (2003). Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology,* 17(6), 1491–1499. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00059.x

Trofino Falasco, C. (2023). Efectos de la fragmentación y modificación del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia sobre las poblaciones de aves de pastizal [Doctor en Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata]. https://doi.org/10.35537/10915/160304

Trofino-Falasco, C., Simoy, M. V., Aranguren, M. F., Pizzarello, M. G., Cortelezzi, A., Vera, D. G., Simoy, M. I., Marinelli, C. B., Cepeda, R. E., Di Giacomo, A. S., & Berkunsky, I. (2023). How effective is camera trapping in monitoring grassland species in the southern Pampas ecoregion? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94, e945243. https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.5243

Vaeokhaw, S., Ngoprasert, D., Swatdipong, A., et al. (2020). Effects of a highway on the genetic diversity of Asiatic black bears. *Ursus, 31*(e3), 1–15. https://doi.org/10.2192/URSUS-D-18-00013.2

Valicenti, R., Farina, E., Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C. (2010). Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de la Sierras (Azul, Sistema de Tandilia). Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes 1: 111–122.

Vallejo-Vargas, A. F., Sheil, D., Semper-Pascual, A., Beaudrot, L., Ahumada, J. A., Akampurira, E., Bitariho, R., Espinosa, S., Estienne, V., Jansen, P. A., Kayijamahe, C., Martin, E. H., Lima, M. G. M., Mugerwa, B., Rovero, F., Salvador, J., Santos, F., Spironello, W. R., Uzabaho, E., & Bischof, R. (2022). Consistent diel activity patterns of forest mammals among tropical regions. *Nature Communications*, *13*(1), 7102. https://doi.org/10.1038/s41467-022-34825-1

Valkenburgh, B. V., & Wayne, R. K. (2010). Carnivores. Current Biology, 20(21), R915–R919. https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.09.013

Varela, D. M. (2011). Ecología de rutas en Misiones. *Evaluación de la efectividad de los pasafaunas y ecoductos. Informe con resultados para el período*, *2011-2014.*

Velasco, M. A., Lutz, M. A., Igor, B., et al. (2013). Mammals of protected area "La Poligonal" and neighborhood areas in Tandilia hills, Buenos Aires, Argentina. *Check List, 9*, 1510–1513.

Venter, O., Sanderson, E. W., Magrach, A., et al. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications, 7*, 12558. https://doi.org/10.1038/ncomms12558

Vera, D. G., Di Pietro, D. O., Tettamanti, G., Eirin, M., Trofino Falasco, C., Aranguren, M. F., Williams, J. D., Kacoliris, F. P., & Berkunsky, I. (2021). An annotated list of the reptiles

of the highland grassland of Tandilia mountains, Argentina. *Neotropical Biology and Conservation*, *16*, 185–204. [1] https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e60629

Vera, D. G., Di Pietro, D. O., Trofino Falasco, C., Tettamanti, G., Iriarte, L., Harkes, M., Kacoliris, F. P., & Berkunsky, I. (2023). Identifying key conservation sites for the reptiles of the Tandilia mountains in Pampas highlands. Journal for Nature Conservation, 71. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126321

Vermeulen, H. J. W., & Opdam, P. F. M. (1995). Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and Urban Planning, 31*, 233–248. https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)01050-I

Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (2009). Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN.

Vieira, E. M., & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, *272*(1), 57-63. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00237.x

Vilella, M., Ferrandiz-Rovira, M., & Sayol, F. (2020). Coexistence of predators in time: Effects of season and prey availability on species activity within a Mediterranean carnivore guild. Ecology and Evolution, 10(20), 11408–11422. https://doi.org/10.1002/ECE3.6778

Wade, A. A., McKelvey, K. S., & Schwartz, M. K. (2015). Resistance-surface-based wildlife conservation connectivity modeling: summary of efforts in the United States and guide for practitioners. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins.

Yensen, E., & Tarifa, T. (2003). *Galictis cuja*. *Mammalian Species*, *728*, 1-8. https://doi.org/10.1644/728

Yañez, C., Martín, G., Osorio-Olvera, L., et al. (2020). The abundant niche-centroid hypothesis: key points about unfilled niches and the potential use of supraspecific modeling units. *Biodiversity Informatics, 15*, 92–102. https://doi.org/10.17161/bi.v15i2.13218

Yuan, R., Zhang, N., & Zhang, Q. (2024). The impact of habitat loss and fragmentation on biodiversity in global protected areas. *Science of the Total Environment, 931*, 173004. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173004

Zanón-Martínez, J. I. (2006). Puesta a prueba de la extinción ecológica de presas autóctonas del puma (*Puma concolor*) en Patagonia (Tesis de licenciatura, Universidad de la Patagonia Austral, Santa Cruz).

Zanón Martínez, J. I., Seoane, J., Kelly, M. J., Sarasola, J. H., & Travaini, A. (2022). Assessing carnivore spatial co-occurrence and temporal overlap in the face of human interference in a semiarid forest. *Ecological Applications*, *32*(1). https://doi.org/10.1002/EAP.2482

Zanón Martínez, J. I., Iranzo, E. C., Travaini, A., McNitt, D. C., Mansilla, A. P., Llanos, R., & Kelly, M. J. (2023). Puma density, habitat use, and activity patterns across a mosaic landscape of ranches, game reserves, and a protected area in central Argentina. European Journal of Wildlife Research, 69(5), 89. https://doi.org/10.1007/s10344-023-01717-8

Zemanova, M. A., Perotto-Baldivieso, H. L., Dickins, E. L., et al. (2017). Impact of deforestation on habitat connectivity thresholds for large carnivores in tropical forests. *Ecological Processes, 6*, 1–11. https://doi.org/10.1186/s13717-017-0089-1

Apéndice A:

Material complementario del Capítulo 2

Apéndice 1.A. Formulario de la encuesta realizada a pobladores rurales en el sistema de Tandilia.

1. Nombre (Opcional) _____
2. Edad: _____
3. Sexo: M __ F__

4. ¿Conoce alguno de estos animales? (Presentar foto) Los ha visto?			
	Lo conozco	No lo conozco	Lo vi
Zorro			
Gato montés (o panterita)			
Zorrino			
Hurón menor			
Puma			

5. Indique los estudios máximos alcanzados. En caso de haber realizado estudios terciarios y/o universitarios, indique el título obtenido.				
a. Primario		**c.** Terciario		Título:
b. Secundario		**d.** Universitario		Título:

6. ¿Qué rol cumple en el establecimiento donde desarrolla sus actividades?					
a.Propietario		**d.** Encargado		**g.** Otro (Cuál?)	
b.Arrendatario		**e.** Asesor (agronomo,veterinario, etc.)		_____	
c.Administrador		**f.** Puestero			

7. ¿Tiene animales en el establecimiento? ¿Cuáles?							
a. Vacas		**c.** Ovejas		**e.** Chanchos		**g.** No hay animales	

b. Caballo		**d.** Aves de corral		**f.** Otros			

8. ¿Qué actividades productivas se desarrollan en el establecimiento con el que usted se vincula?					
a.Ganadería extensiva o semi-intensiva		**e.** Producción Ovina		**i.** Forestal	
b. Feedlot		**f.** Producción de Aves de corral		**j.** Minería	
c. Tambo		**g.** Agricultura		**k.** Producción hortícola	
d. Producción Porcina		**h.** Turismo		**l.** Otra:_____	

9. ¿Ha sufrido ataques o eventos de depredación del ganado o a alguno de los animales presentes en el establecimiento?			
a. No		**b.** Si	

10. Indique qué tan perjudicial considera que son los siguientes animales para las actividades productivas en el campo:		
	Perjudicial	**No perjudicial**
a. Zorro		
b. Gato Montés		
c. Zorrino		
d. Hurón		
e. Puma		
f. Perros asilvestrados		

11. ¿Qué otro animal considera que puede ser perjudicial para las actividades productivas de su campo?

12. En esta sección de la encuesta queremos conocer qué tan de acuerdo están las siguientes afirmaciones.	**SI**	**NO**	**Depende**
Las medidas de control no letales de depredación (encierro de los animales por la noche, iluminar los corrales o tener animales guardianes) no son suficientes.			
Se exagera sobre la peligrosidad y el daño que pueden generar los carnívoros en el campo.			

La presencia de carnívoros o depredadores es un problema para las actividades productivas de un campo.			
Utilizar trampas-jaulas para atrapar y reubicar a los animales problemáticos es de utilidad para reducir los ataques			
La presencia de los depredadores es indispensable en la dinámica de los ecosistemas.			
El uso de venenos o trampas es útil para solucionar los problemas de ataques a los animales domésticos/de producción			
Los carnívoros o depredadores se ven afectados negativamente por las actividades agropecuarias.			
La experiencia adquirida en el campo es suficiente para poder manejar el problema con los depredadores de la zona.			

Datos a completar por el encuestador

Fecha		**N° de encuesta:**	

Encuestador:			
Completo el formulario:			
- El encuestado personalmente		**Encuestador**	

Lat:	
Long:	
Nombre del establecimiento:	
Partido donde se encuentra	
Localidad/ciudad/paraje más cercano	

Apéndice B:

Material complementario del Capítulo 4

Table 1.B. Categorías de cobertura del uso del suelo analizadas. En la tabla se representa la clasificación original de las categorías de cobertura del suelo y cómo se agruparon para su análisis.

Cobertura original	ID	Cobertura combinada
Formación forestal	3	Forestación y formaciones leñosas
Formación de sabana	4	
Silvicultura	9	
Pastizal inundable	11	Pastizal inundable
Pastizal	12	Pastizal
Pastura	15	Agricultura o pastura
Agricultura	18	
Agricultura o pastura	21	
Área sin vegetación	22	Área sin vegetación
		Urbano
Río, lagos u océanos	33	Cuerpo de agua

Tabla 2.B. Matriz de correlación entre variables seleccionadas para el análisis de ocupación

	Características de los parches						Perturbación antrópica					Disponibilidad de hábitat y recursos								
	Área	Dist Vecino	Forma	PROX-1,5	PROX-3	PROX-6	Agricultura-6	Agricultura-3	Agricultura-1,5	Den Caminos	Ganado	Pre ZORRO 1	Pre GATO/ HURON	Pre PUMA 1	Foresta ción-6	Foresta ción-3	Foresta ción-1,5	Inundable-1,5	Agua-1,5	Puma
Área	1,00	-0,16	0,78	0,05	-0,11	0,05	-0,24	-0,06	-0,28	-0,21	0,16	-0,23	0,19	0,14	-0,22	0,05	0,14	0,23	0,24	0,11
DistVecino		1,00	-0,27	-0,06	0,55	-0,06	0,02	0,13	0,11	-0,10	-0,03	-0,12	0,06	0,22	-0,09	-0,22	-0,13	0,34	0,32	0,55
Forma			1,00	0,00	-0,15	0,00	-0,32	-0,05	-0,20	-0,36	0,05	-0,19	0,22	-0,05	-0,33	-0,01	0,04	-0,04	-0,04	-0,07
PROX-1,5				1,00	-0,03	1,00	0,18	-0,25	-0,32	0,50	-0,15	-0,17	-0,01	0,24	0,48	0,52	0,56	0,29	0,33	-0,11
PROX-3					1,00	-0,03	-0,05	0,06	-0,06	-0,03	-0,12	-0,21	-0,18	0,39	-0,11	-0,14	-0,07	0,18	0,17	0,36
PROX-6						1,00	0,18	-0,25	-0,32	0,50	-0,15	-0,17	-0,01	0,24	0,48	0,52	0,56	0,29	0,33	-0,11
Agricultura-6							1,00	0,24	0,19	0,13	-0,11	-0,06	-0,18	-0,11	0,89	-0,08	-0,07	-0,14	-0,14	-0,14
Agricultura-3								1,00	0,86	-0,56	-0,46	-0,02	-0,11	-0,18	-0,01	-0,31	-0,27	-0,15	-0,17	0,17
Agricultura-1,5									1,00	-0,60	-0,42	0,25	-0,24	-0,30	-0,09	-0,30	-0,37	-0,34	-0,36	0,01
DenCaminos										1,00	0,32	-0,16	0,07	0,30	0,42	0,41	0,35	0,34	0,37	-0,11

Ganado											1,00	-0,09	0,38	0,51	-0,15	0,19	0,18	0,27	0,28	0,09
PreZORRO1												1,00	0,15	-0,27	-0,07	-0,14	-0,17	-0,33	-0,33	-0,23
PreGATO/HURON													1,00	0,29	-0,11	0,15	0,19	0,25	0,26	0,20
PrePUMA1														1,00	-0,03	0,45	0,46	0,53	0,55	0,38
Forestacion-6															1,00	0,20	0,19	0,02	0,03	-0,19
Forestacion-3																1,00	0,89	0,48	0,51	-0,13
Forestacion-1,5																	1,00	0,58	0,61	-0,13
Inundable-1,5																		1,00	1,00	0,50
Agua-1,5																			1,00	0,48
Puma																				1,00

Tabla 3.B. Matriz de correlación entre variables seleccionadas para el análisis de uso de hábitat

	Perturbación antrópica				Disponibilidad de hábitat y recursos										
	Dist Borde	Dist_Act Hum	Dist Caminos	Cob Agricultura EF	Dist Arboleda	Dist Agua	Pre PUMA2	Pre GATO2	Pre ZORRO2	Cob Pastizal EF	Cob Forestación EF	Cob Agua EF	Pastizal	Forestación	Puma
DistBorde	1,00	-0,02	0,07	-0,52	0,08	-0,06	-0,09	-0,14	-0,18	0,46	-0,12	0,38	0,23	-0,14	0,10
Dist_ActHum		1,00	0,69	-0,04	0,50	-0,13	-0,24	-0,04	-0,04	0,07	-0,05	0,15	0,04	-0,04	0,09
DistCaminos			1,00	-0,10	0,57	0,00	-0,22	-0,07	-0,07	0,18	-0,15	0,17	0,17	-0,11	0,11
AgriculturaEF				1,00	-0,03	0,11	0,08	0,04	0,08	-0,65	-0,08	-0,22	-0,25	-0,05	-0,10
DistArboleda					1,00	-0,06	-0,25	-0,06	-0,04	0,28	-0,34	-0,13	0,29	-0,31	0,08
DistAgua						1,00	0,06	-0,10	-0,13	-0,08	0,01	-0,21	-0,18	0,07	-0,12
PrePUMA2							1,00	0,33	0,30	-0,19	0,17	0,01	-0,10	0,15	-0,01
PreGATO2								1,00	0,98	-0,01	-0,03	0,07	0,04	-0,04	-0,03
PreZORRO2									1,00	-0,02	-0,05	0,05	0,06	-0,06	-0,04
PastizalEF										1,00	-0,71	0,20	0,71	-0,63	0,05
ForestaciónEF											1,00	-0,05	-0,71	0,87	0,03
CobAguaEF												1,00	0,10	-0,06	0,26
Pastizal													1,00	-0,83	0,03
Forestación														1,00	0,00
Puma															1,00

Tabla 4.B. Se presentan los mejores modelos de ocupación y coeficientes de la covariables de detección y ocupación que los conformaron, junto con el error estándar.

	Detección						
	Esfuerzo		Agua		Área	PrePUMA1	DistVecino
Lycalopex gymnocercus							
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ DenCaminos)	1,18 (±0.40)	6,86 (±5.15)	-	-	-	-	-
Conepatus chinga							
p (+ Esfuerzo), Ψ (.)	0,37(±0.14)	-	-	-	-	-	-
Galictis cuja							
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ Agua - 1.5)	0,39(±0.18)	-	1,18 (±0.87)	-	-	-	-
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ Inundable - 1.5)	0,39(±0.18)	-	-	1,38 (±1.03)			-
p (+ Esfuerzo), Ψ (.)	0,38 (±0.18)	-	-	-	-	-	-
Leopardus geoffroyi							
p (+ Esfuerzo), Ψ (.)	0,40 (±0.14)	-	-	-	-	-	-
Puma concolor							
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ Área)	0,59 (±0.30)	-	-	-	1,16 (±0.59)	-	-
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ PrePUMA1)	0,63 (±0.30)	-	-	-	-	22,56 (±12.78)	-
p (+ Esfuerzo), Ψ (+ DistVecino)	0,48 (±0.22)	-	-	-	-	-	25,60 (±17.16)

Tabla 5.B. Se presentan los mejores modelos de uso de habitat y coeficientes de la covariables de detección y uso, que los conformaron junto con el error estándar.

	Detección	Uso de hábitat								
	Ganado	Cob Agricultura	Dist Caminos	Pre ZORRO2	Pre GATO2	Puma	Pastizal	Forestación	Dist Forestación	Dist Borde
Lycalopex gymnocercus										
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** + CobAgricultura)	0,30 (±0.18)	0,54 (±0.41)	-0,49 (±0.24)	-	-	-	-	-	-	-
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** + CobAgricultura + PreZORRO2)	0,23 (0.16)	0,42 (±0.38)	-0,53 (±0.28)	0,60 (±0.54)	-	-	-	-	-	-
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos**)	0,28 (±0.18)	-	-0,48 (±0.24)	-	-	-	-	-	-	-
p (+ Ganado), Ψ (- **DistCaminos** - Puma + PreZORRO2 + CobAgricultura)	0,23 (±0.16)	0,40 (±0.38)	-0,51 (±0.25)	0,60 (±0.55)	-	-0,55 (±0.75)	-	-	-	-
Conepatus chinga										
p (.), Ψ (- **Puma**)	-	-	-	-	4,15 (±1.80)	-	-	1,84 (±1.04)	-	-
p (.), Ψ (- DistBorde - Puma)	-	-	-	-	3,95 (±1.72)	1,61 (±1.65)	-	2,12 (±1.27)	-	-
p (.), Ψ (- DistBorde + Pastizal - **Puma**)	-	-	-	-	4,15 (±1.92)	1,69 (±1.54)	-	1,82 (1.32)	-0,30 (±0.29)	-
Leopardus geoffroyi										
p (.), Ψ (+ **PreGATO2** + **Forestación**)	-	-	-	-	-	-1,45 (±0.84)	-	-	-	-
p (.), Ψ (+ **PreGATO2** + **Forestación** + Puma)	-	-	-	-	-	-1,38 (±0.84)	-	-	-	-0,27 (±0.20)

p (.), Ψ (- DistForestación + **PreGATO2** + Forestación + Puma)	-	-	-	-	-	-1,42 (±0.85)	0,72 (±0.57)	-	-	-0,34 (±0.21)

Apéndice C:

Material complementario del Capítulo 5

Tabla 1.C Variables bioclimáticas utilizadas para el modelo de nicho climático.

Referencia	Variable
Bio. 1	Temperatura Media Anual
Bio. 2	Intervalo medio diurno (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))
Bio. 3	Isotermalidad (B.2/B.7) (×100)
Bio. 4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100)
Bio. 5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio. 6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio. 7	Rango Anual de Temperatura (B.5-B.6)
Bio. 8	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio. 9	Temperatura Media del Cuarto Más Seco
Bio. 10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio. 11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio. 12	Precipitación Anual
Bio. 13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio. 14	Precipitación del mes más seco
Bio. 15	Estacionalidad de la Precipitación (Coeficiente de Variación)
Bio. 16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio. 17	Precipitación del Trimestre Más Seco
Bio. 18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio. 19	Precipitación del trimestre más frío

Tabla 2.C. Resultados obtenidos del modelado de nicho climático (MNC). Se presentan los resultados del modelado mediante el programa *kuenm*, mostrando el número total de modelos obtenidos y los modelos que cumplieron con los criterios de selección.

Criterios	Number of models
Lycalopex gymnocercus	
Todos los modelos candidatos	186
Modelos estadísticamente significantes	186
Modelos que cumplen el criterio de tasa de omisión	44
Modelos que cumplen el criterio AICc	1
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios de tasa de omisión	44
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios AICc	1
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión y AICc	2
Leopardus geoffroyi	
Todos los modelos candidatos	186
Modelos estadísticamente significantes	185
Modelos que cumplen el criterio de tasa de omisión	4
Modelos que cumplen el criterio AICc	2
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios de tasa de omisión	3
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios AICc	2
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión y AICc	2
Conepatus chinga	
Todos los modelos candidatos	186
Modelos estadísticamente significantes	184

Modelos que cumplen el criterio de tasa de omisión	25
Modelos que cumplen el criterio AICc	1
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios de tasa de omisión	23
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios AICc	1
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión y AICc	2
Puma concolor	
Todos los modelos candidatos	186
Modelos estadísticamente significantes	129
Modelos que cumplen el criterio de tasa de omisión	148
Modelos que cumplen el criterio AICc	6
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios de tasa de omisión	91
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios AICc	6
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión y AICc	6
Galictis cuja	
Todos los modelos candidatos	186
Modelos estadísticamente significantes	185
Modelos que cumplen el criterio de tasa de omisión	11
Modelos que cumplen el criterio AICc	8
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios de tasa de omisión	10
Modelos estadísticamente significativos que cumplen los criterios AICc	8
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión y AICc	1