

Abundancia relativa y solapamiento temporal de presas preferenciales del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú**Relative abundance and temporal overlap of preferred prey of the jaguar (*Panthera onca*) in the Mbaracayú Forest Nature Reserve**

Karen Chavez-Duré¹, Salvador Mandujano², Belén Zaldivar¹,
Estefanía Valiente¹, Yolanda Ramos¹, Patricia Salinas¹, Agustina Johannsen¹,
Daniela Tabilo¹, Alberto Esquivel¹, Carlos Molinas³, Danilo Salas⁴ & Andrea Weiler^{1,*}

¹Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biología, Núcleo de Investigación en Biodiversidad, San Lorenzo, Paraguay.

²Instituto de Ecología A. C., Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Xalapa, Veracruz, México.

³World Wildlife Fund – Paraguay, Asunción, Paraguay.

⁴Fundación Moisés Bertoni, Asunción, Paraguay.

*Autor correspondiente: andreaweiler1@gmail.com.

Resumen: El Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAPA) es uno de los biomas más amenazados del Neotrópico, y la persistencia del jaguar (*Panthera onca*) depende de bosques continuos y de un ensamble funcional de presas. En la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM), se evaluaron el índice de abundancia relativa (RAI) y el solapamiento temporal a través de modelos de kernel, de mamíferos presa potenciales, medianos y grandes, mediante 85 cámaras trampa, instaladas en 44 estaciones entre septiembre de 2020 y junio de 2021, con un esfuerzo de 6.519 días-trampa. Se registraron 33 especies, nueve consideradas presas principales del jaguar. Predominaron especies medianas generalistas, como *Dasyprocta azarae* y *Dasytus novemcinctus*, con altos valores de RAI, mientras que presas de gran biomasa, como *Tayassu pecari* y *Tapirus terrestris*, fueron poco frecuentes. El jaguar presentó actividad principalmente nocturna, con mayor solapamiento con presas nocturnas o crepusculares, y menor para especies diurnas. Aunque la RNBM mantiene una alta riqueza de mamíferos y es un refugio clave para la conservación del jaguar, la escasez de presas grandes podría limitar su disponibilidad trófica y aumentar potencialmente los conflictos con la ganadería circundante. Se recomienda mantener programas de monitoreo que permitan evaluar y mantener la funcionalidad del ensamble de presas y la viabilidad ecológica del jaguar.

Palabras clave: BAAPA, Biomasa, Depredador, RAI, Solapamiento temporal.

Abstract: The Upper Paraná Atlantic Forest (BAAPA) is one of the most threatened biomes in the Neotropics, and the persistence of the jaguar (*Panthera onca*) depends on continuous forest cover and a functional prey assemblage. At the Mbaracayú Forest Nature Reserve (RNBM), we assessed the relative abundance index (RAI) and temporal overlap of medium- and large-sized mammals representing potential jaguar prey. A total of 85 camera traps were deployed across 44 stations between September 2020 and June 2021, resulting in a sampling effort of 6,519 trap-days. Temporal overlap was estimated using kernel density models. We recorded 33 mammal species, nine of which were classified as major jaguar prey. The assemblage was dominated by medium-sized generalist species, such as *Dasyprocta azarae* and *Dasytus novemcinctus*, which showed high RAI values, whereas large-bodied prey, such as *Tayassu pecari* and *Tapirus terrestris*, were infrequently recorded. Jaguars exhibited predominantly nocturnal activity, with greater temporal overlap with nocturnal and crepuscular prey and lower overlap with diurnal species. Although the MFNR supports high mammal species richness and constitutes a key refuge for jaguar conservation, the scarcity of large prey may limit food availability and potentially increase conflicts with livestock in surrounding areas. Continued monitoring is recommended to assess and maintain the functionality of the prey assemblage and the ecological viability of the jaguar population.

Keywords: BAAPA, Biomass, Predator, RAI, Temporal overlap.

Introducción

El Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAPA), también conocido como Mata Atlántica, es uno de los biomas más biodiversos y, a la vez, más amenazados del mundo. Su superficie original, que se extendía principalmente por Brasil, Paraguay y Argentina, ha sido reducida a menos del 15 % debido a procesos históricos de deforestación y fragmentación, pasando de 1.345.300 km² a una red de remanentes aislados inmersos en una matriz agropecuaria y urbana (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017; Huang *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2009). En este escenario, la conservación de depredadores tope como el jaguar (*Panthera onca*) resulta crítica, ya que su persistencia depende tanto de la integridad del hábitat como de la disponibilidad de un ensamble funcional de presas medianas y grandes.

En Paraguay, el BAAPA se caracteriza por un clima subtropical húmedo y una elevada heterogeneidad ambiental, que sostienen una flora y una fauna particularmente diversas (Di Bitetti *et al.*, 2003). Sin embargo, la fragmentación acelerada ha provocado una marcada pérdida de cobertura forestal, lo que ha reducido la conectividad ecológica y amenaza la supervivencia de especies dependientes de hábitats continuos, entre ellas el jaguar y sus principales presas (Tabarelli y Gascon, 2005). En este contexto, la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM), núcleo principal de la Reserva de la Biosfera del Bosque Mbaracayú, se constituye en uno de los últimos grandes remanentes continuos del BAAPA en Paraguay, con 64.406 ha que integran bosques húmedos-semidecíduos y formaciones de Cerrado (Myers *et al.*, 2000; FMB/BM, 2005; Céspedes y Mereles, 2006; Salas-Dueñas y Facetti, 2007). La RNBM alberga una alta diversidad de mamíferos con más de 90 especies registradas incluyendo grandes herbívoros y omnívoros como tapires, venados y pecaríes, así como armadillos y otros mamíferos de tamaño mediano que conforman la base trófica del jaguar (FMB/BM, 2005; Salas *et al.*, 2019). Dado que el jaguar demanda extensas áreas de hábitat continuo, la RNBM cumple un papel estratégico como refugio para este felino y para

el mantenimiento de un ensamble de presas capaz de sostener poblaciones viables de depredadores tope (Yahnke *et al.*, 1998; De Angelo, 2009).

El jaguar es un depredador tope, carnívoro, generalista y oportunista, con una dieta amplia que incluye aves, reptiles, peces y, especialmente, mamíferos medianos y grandes (Seymour, 1989; Cavalcanti y Gese, 2010). No obstante, múltiples estudios han documentado que, cuando están disponibles, el jaguar muestra una preferencia marcada por presas de alta biomasa, en particular por ungulados como venados y pecaríes, que constituyen sus principales presas preferenciales, complementadas por mamíferos de tamaño mediano como armadillos (Silveira *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2010; Cavalcanti y Gese, 2010).

La abundancia y la distribución de estos recursos energéticamente rentables se relacionan con los patrones de actividad del jaguar, especialmente en paisajes fragmentados como el BAAPA (Da Silva y Tabarelli, 2000; Carbone *et al.*, 2011). Y particularmente en su porción paraguaya, la transformación del paisaje mediante la expansión agrícola y ganadera ha fragmentado el hábitat y reducido tanto la disponibilidad de áreas adecuadas para el jaguar como la abundancia de sus presas clave (Zurita *et al.*, 2006; Paviolo *et al.*, 2016). La cacería de subsistencia y la caza furtiva ejercen una presión adicional sobre las poblaciones de vertebrados de mediano y gran tamaño, afectando procesos ecológicos clave como la dispersión de semillas y la regeneración del bosque (Peres y Palacios, 2007). En este contexto, la disminución de ungulados y otros mamíferos grandes no solo afecta la dieta del jaguar, sino que también aumenta la probabilidad de que este felino recurra a presas domésticas, lo que exacerba los conflictos con productores rurales (De Azevedo y Murray, 2007; Thorn *et al.*, 2012). Así, las presiones antrópicas actúan simultáneamente sobre el depredador y sus presas preferenciales, generando un círculo vicioso de degradación ecológica y de conflictos socioambientales.

Si bien en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM) se dispone de listados taxonómicos de mamíferos, aún no se ha evaluado cuantitati-

vamente la dinámica temporal ni la abundancia relativa de este ensamble desde la perspectiva de la viabilidad trófica del jaguar. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la abundancia relativa y la disponibilidad temporal de los mamíferos medianos y grandes que constituyen presas potenciales del jaguar en la RNBM, a partir de datos de fototrampeo. Específicamente, se estimaron los índices de abundancia relativa (RAI) por especie y se analizaron los patrones de actividad diaria y el solapamiento temporal entre el jaguar y sus presas preferenciales. Se esperaba encontrar una comunidad con alta riqueza de mamíferos, pero con baja representación de presas de gran biomasa, y que los patrones de actividad del jaguar mostraran mayor coincidencia con especies de hábitos nocturnos o crepusculares.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM), creada en 1997, abarca aproximadamente 64,000 hectáreas en la región oriental de Paraguay. En ella convergen dos importantes ecorregiones del Paraguay: el Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAPA) y el Cerrado. El BAAPA dentro de la reserva corresponde a un bosque húmedo de vegetación densa con numerosas lianas y epifitas con algunas especies como *Euterpe edulis* (Palmito), *Enterolobium contortisiliquum* (Timbó), *Handroanthus heptaphyllus* (Lapacho rosado), *Cordia trichotoma* (Peterevy), en tanto el Cerrado, localizado al este de la reserva, se caracteriza por presentar isletas de árboles y arbustos como *Handroanthus ochraceus* (Lapacho amarillo), *Butia paraguayensis* (Yataí), *Cochlospermum regium* (Mandyjú sayjú) rodeadas por pastizales (FMB/BM, 2005; Mereles, 2007).

Recolección de datos

El trabajo de campo se realizó entre septiembre de 2020 y junio de 2021 mediante cámaras trampa. El diseño de muestreo fue aleatorio; sin embargo, debido a restricciones de seguridad en el área de estudio, la instalación de las cámaras estuvo condicionada a zonas accesibles y seguras. Se

instalamos 85 cámaras trampa (Browning Strike Force HD Pro X, modelo BTC-5HDPX), cada una equipada con tarjetas de memoria de 64 GB. Estas se distribuyeron en 44 estaciones de muestreo, con dos cámaras por estación, siguiendo la metodología recomendada para el estudio de felinos manchados (Fig. 1). Las cámaras fueron colocadas respetando una distancia mínima de 1 km entre estaciones, conforme a los lineamientos propuestos por Díaz-Pulido y Payán (2012) y Chávez *et al.* (2013) para el monitoreo de mamíferos medianos y grandes. La mayoría de las estaciones se ubicaron a lo largo del camino central que atraviesa el área de estudio. La selección de los puntos específicos de instalación se realizó considerando la presencia de senderos naturales, pasos de fauna, huellas y excretas.

Nomenclatura taxonómica

Los nombres científicos y la nomenclatura taxonómica de las especies registradas siguieron la clasificación propuesta por la *Mammal Diversity Database*, mantenida por la American Society of Mammalogists (ASM). (Mammal Diversity Database, 2025). La verificación de los nombres científicos se realizó mediante la consulta del portal en línea disponible en <https://www.mammaldiversity.org/>.

Modelo de análisis

Se seleccionaron especies de mamíferos medianos

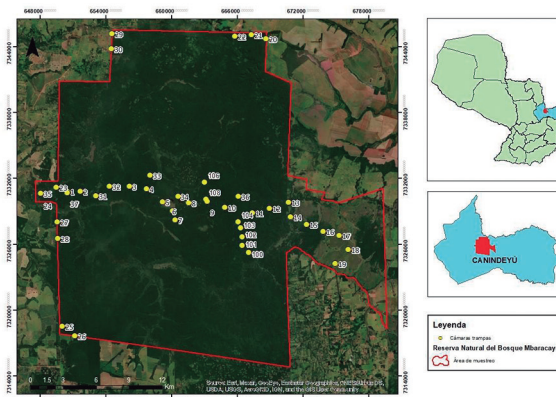


Figura 1. Mapa de ubicación de las cámaras trampa en el área de estudio.

y grandes reportadas como presas preferenciales del jaguar en diversas regiones de su distribución, basándonos en dos criterios: (1) su inclusión en los metaanálisis de preferencia de presas del jaguar de Hayward *et al.* (2016) y Foster y Harmsen (2022), que compilan datos de múltiples estudios a lo largo del rango distribucional de la especie; y (2) su presencia documentada en el BAAPA paraguayo (Salas *et al.*, 2019). Este enfoque permite comparar los resultados con literatura regional y evaluar la disponibilidad de las presas más energéticamente relevantes para el jaguar. Las especies seleccionadas se detallan a continuación (Foster y Harmsen, 2022; Hayward *et al.*, 2016). Las especies consideradas en este estudio fueron: *Tamandua tetradactyla*, *Dicotyles tajacu*, *Tayassu pecari*, *Dasypus novemcinctus*, *Nasua nasua*, *Dasyprocta azarae*, *Sylvilagus brasiliensis*, *Tapirus terrestris* y *Mazama americana*.

La organización inicial de los datos se realizó siguiendo el protocolo propuesto por Sanderson y Harris, (2013). El esfuerzo de muestreo se cuantificó en días de trampa, considerando cada cámara operativa durante un ciclo de 24 horas. El esfuerzo total se calculó sumando los días en que cada cámara permaneció activa durante el periodo de estudio. La abundancia relativa se estimó mediante el Índice de abundancia relativa (RAI), definido como el número de eventos independientes por cada 100 días-cámara. Este índice se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$RAI = \left(\frac{\text{Número de eventos independientes}}{\text{Número total de días-trampa}} \right) \times 100$$

Se consideraron eventos independientes aquellas fotografías de la misma especie separadas por un intervalo mínimo de 60 minutos entre capturas consecutivas (Monroy-Vilchis *et al.*, 2010; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). Es importante señalar que el RAI representa un índice de frecuencia de detección, no una estimación de densidad poblacional ni de biomasa disponible. Por tanto, los resultados deben interpretarse como indicadores relativos de la frecuencia de detección de cada especie, y no como medidas directas de la disponibilidad

real de presas para el jaguar. Dicho esto, el RAI no constituye una estimación de uso del área por cada especie. El procesamiento de los registros se realizó mediante el paquete *camtrapR* en el entorno de análisis estadístico R (Niedballa *et al.*, 2016; R Core Team, 2019). El cálculo de RAI siguió las metodologías propuestas por Mandujano (2019) y las actualizaciones recientes para el análisis de índices derivados de fototrampeo (Mandujano, 2024a, 2024b).

Con el fin de evaluar la disponibilidad temporal de las presas en relación con la actividad del jaguar, se analizaron los patrones de actividad diaria de las especies registradas. Para este análisis, se incluyeron únicamente aquellas especies con al menos 11 eventos independientes, siguiendo el umbral mínimo recomendado para estimaciones robustas de la actividad mediante fototrampeo (Maffei *et al.* 2002). Las curvas de actividad se estimaron mediante funciones de densidad de kernel utilizando el paquete *overlap* (Ridout y Linkie, 2009; Meredith y Ridout, 2016). El grado de coincidencia entre los patrones de actividad del jaguar y cada una de sus presas potenciales se cuantificó mediante el coeficiente de solapamiento temporal ($\Delta = D_{hat}$). Para especies con tamaños muestrales menores a 50 registros, se utilizó el estimado Δ_1 , mientras que para aquellas con mayores tamaños de muestra, se utilizó el estimado Δ_4 , de acuerdo con las recomendaciones metodológicas para el análisis de actividad derivado de cámaras trampa (Ridout y Linkie, 2009). Todos los análisis estadísticos se realizaron en el entorno de RStudio, utilizando el lenguaje de programación R (R Core Team, 2019).

Es importante reconocer que la disposición espacial de algunas cámaras en senderos y caminos podría influir en la detectabilidad de ciertas especies, en particular de aquellas que utilizan estas estructuras como rutas de desplazamiento. Este factor puede introducir un sesgo en la frecuencia de los registros obtenidos. Asimismo, el índice de abundancia relativa puede verse influenciado por diferencias en detectabilidad entre especies, su tamaño corporal, comportamiento o rango de movimiento. No obstante, estos índices continúan



Figura 2. Especies de presas preferenciales del jaguar registradas en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú.

siendo ampliamente utilizados en estudios de fototrampeo como herramientas comparativas para evaluar patrones relativos de uso del espacio y la disponibilidad de presas en comunidades de mamíferos.

Resultados y discusión

Con un esfuerzo de muestreo de 6.519 días-trampa, el monitoreo mediante fototrampeo registró un total de 816.208 capturas fotográficas, de las cuales 47.349 fotografías pertenecen a la fauna; de estas imágenes, 33.125 corresponden a mamíferos medianos y grandes.

Durante el muestreo se registraron 33 especies de mamíferos, lo que representa el 72% de las especies descritas de mamíferos medianos y grandes para el área, lo que refleja una alta riqueza específica en este fragmento del Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAPA) (Owen y Smith, 2019; Salas et al., 2019). Esta diversidad constituye una base importante para la persistencia de depredadores tope de *P. onca*, que dependen de un ensamble saludable de presas medianas y grandes (Foster et al., 2013; Harmsen et al., 2010). No obstante, nueve fueron

clasificadas como presas principales del jaguar de acuerdo con Hayward *et al.* (2016) y Foster y Harmsen (2022), lo que sugiere que, a pesar de la riqueza general, la disponibilidad de presas óptimas podría estar restringida en la zona (Fig. 2).

La estructura del ensamble de mamíferos terrestres en la RNBM evidenció una marcada dominancia de especies medianas generalistas, registrándose los valores más altos del Índice de Abundancia Relativa (RAI) para *Dasyprocta azarae* (RAI: 7.22 Tabla 1) y *Dasyurus novemcinctus* (RAI: 2.49 Tabla 1). En contraste, los grandes ungulados como *Tayassu pecari* y *Tapirus terrestris* exhibieron frecuencias de detección sumamente bajas. Esta preponderancia de mamíferos de mediano porte sugiere que podrían constituir recursos alimenticios relevantes para los depredadores de la reserva, compensando en cierta medida la baja frecuencia de registro de presas grandes en el área de estudio. Lo observado podría estar favoreciendo comportamientos oportunistas por parte del jaguar. Esto está reportado mayoritariamente para ambientes fragmentados o con presión antrópica. Los depredadores tope ajustan su dieta hacia

presas abundantes y de fácil captura (Foster et al., 2013; Romero-Muñoz, 2008).

En el caso de *Mazama americana* (RAI: 2.1 Tabla 1), aunque los valores de abundancia relativa fueron moderados, el patrón de actividad mostró un alto solapamiento temporal con el de jaguar. Este resultado sugiere que, a pesar de su menor frecuencia de detección en comparación con otras especies, la corzuela podría representar una presa potencialmente importante para el depredador. La coincidencia en los periodos de actividad incrementa la probabilidad de encuentros depredador-presa, mientras que su tamaño corporal y valor energético la convierten en un recurso importante dentro de la dieta del jaguar. De hecho, diversos estudios han señalado que los cérvidos

Tabla 1 (inicio). Lista de especies registradas en la RNBM. **RAI** = Índice de abundancia relativa. **Ocupación naïve** = proporción de sitios ocupados por una especie. Categorías de conservación correspondientes según la UICN (2021) y MADES (Asociación Paraguaya de Mastozoología y Secretaría del Ambiente, 2017).

Nº	Nombre científico	Nombre común	RAI General	Ocupación Naïve	UICN	Libro Rojo	Preferencia del jaguar
Orden Didelphimorphia							
Familia Didelphidae							
1	<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja común	0.29	0.22	LC	LC	
Orden Cingulata							
Familia Dasypodidae							
2	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo mulita grande	2.49	0.84	LC	LC	**
Familia Chlamyphoridae							
3	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Armadillo de seis bandas	0.23	0.22	LC	LC	
4	<i>Cabassous tatouay</i>	Cabasú grande	0.05	0.05	LC	LC	
Orden Pilosa							
Familia Myrmecophagidae							
5	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso melero	0.29	0.32	LC	LC	**
Orden Primates							
Familia Cebidae							
6	<i>Sapajus cay</i>	Capuchino de Azara	1.73	0.38	LC	LC	
Familia Atelidae							
7	<i>Alouatta caraya</i>	Caraya	0.02	0.03	LC	LC	
Orden Lagomorpha							
Familia Leporidae							
8	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	0.12	0.11	EN	NE	**
9	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre europea	0.28	0.08	LC	Especie exótica	

Tabla 1 (continuación). Lista de especies registradas en la RNBM. **RAI** = Índice de abundancia relativa. **Ocupación naive** = proporción de sitios ocupados por una especie. Categorías de conservación correspondientes según la UICN (2021) y MADES (Asociación Paraguaya de Mastozoología y Secretaría del Ambiente, 2017).

Nº	Nombre científico	Nombre común	RAI General	Ocupación Naive	UICN	Libro Rojo	Preferencia del jaguar
Orden Carnivora							
Familia Canidae							
10	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro de monte	13.58	0.89	LC	LC	
11	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo de crin	0.54	0.3	NT	VU	
Familia Felidae							
12	<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo/Mar-gay	0.71	0.46	NT	VU	
13	<i>Leopardus guttulus</i>	Oncilla	0.78	0.57	VU	VU	
14	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0.38	0.3	LC	NT	
15	<i>Puma yagouaroundi</i>	Yaguarundi	0.23	0.27	LC	LC	
16	<i>Panthera onca</i>	Yaguareté	2.22	0.62	NT	CR	
17	<i>Puma concolor</i>	Puma	2.82	0.54	LC	LC	
Familia Mustelidae							
18	<i>Eira barbara</i>	Hurón mayor	0.59	0.49	LC	LC	
19	<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor	0.03	0.03	LC	LC	
Familia Procyonidae							
20	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache	1.11	0.62	LC	LC	
21	<i>Nasua nasua</i>	Coatí	0.28	0.3	LC	LC	**
Orden Perissodactyla							
Familia Tapiridae							
22	<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir	0.28	0.19	VU	VU	**
Orden Artiodactyla							
Familia Cervidae							
23	<i>Mazama americana</i>	Corzuela roja	2.1	0.76	DD	LC	
24	<i>Subulo gouazoubira</i>	Corzuela parda	0.03	0.05	LC	LC	
Familia Tayassuidae							
25	<i>Tayassu pecari</i>	Pecarí labiado	0.16	0.16	VU	VU	**
26	<i>Dicotyles tajacu</i>	Pecarí de collar	0.16	0.05	LC	LC	**

Tabla 1 (final). Lista de especies registradas en la RNBM. **RAI** = Índice de abundancia relativa. **Ocupación naïve** = proporción de sitios ocupados por una especie. Categorías de conservación correspondientes según la UICN (2021) y MADES (Asociación Paraguaya de Mastozoología y Secretaría del Ambiente, 2017).

N°	Nombre científico	Nombre común	RAI General	Ocupación Naïve	UICN	Libro Rojo	Preferencia del jaguar
Orden Rodentia							
Familia Erethizontidae							
27	<i>Coendou spinosus</i>	Coendú chico	0.03	0.05	LC	LC	
28	<i>Coendou prehensilis</i>	Coendú grande	0.03	0.05	LC	LC	
Familia Caviidae							
29	<i>Cavia aperea</i>	Cuis común	0.09	0.11	LC	LC	
30	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Carpincho	0.02	0.03	LC	LC	**
Familia Cuniculidae							
31	<i>Cuniculus paca</i>	Paca común	0.42	0.35	LC	LC	
Familia Dasyproctidae							
32	<i>Dasyprocta azarae</i>	Agutí bayo	7.22	0.81	DD	LC	**
Familia Myiocastoridae							
33	<i>Myocastor coypus</i>	Castor	0.02	0.03	LC	LC	

constituyen componentes relevantes de la biomasa consumida por el jaguar en diferentes regiones de su distribución, incluso cuando su abundancia relativa no es necesariamente alta en los registros de cámaras trampa (Weckel *et al.*, 2006; Botts *et al.*, 2020; Entringer *et al.*, 2022). En contraste, presas clave por su biomasa como el *Tayassu pecari* (RAI: 0.16, Tabla 1), *Tapirus terrestris* (RAI: 0.28, Tabla 1) y *Tamandua tetradactyla* (RAI: 0.29, Tabla 1), fueron registrados con valores muy bajos de RAI. La baja detectabilidad de estas especies podría explicarse por densidades naturalmente reducidas, distribución restringida, microhábitats poco muestreados c efectos sinérgicos de fragmentación y cacería, factores que han contribuido al declive poblacional de estas especies incluso en áreas protegidas del Neotrópico (Benítez-López *et al.*, 2017). En particular, *T. pecari* es altamente gregario y vulnerable

a la pérdida de hábitat y a la presión cinegética, y su ausencia o escasez ha sido registrada incluso en áreas protegidas en buen estado de conservación (Tobler *et al.*, 2008). La menor intensidad de uso detectada en presas grandes puede tener implicaciones a largo plazo en la viabilidad de la población local de jaguares, al limitar su acceso a recursos energicamente más rentables y obligarlos a depender de presas medianas y pequeñas. Este patrón constituye una señal de alerta, dado que la disminución de las presas de gran tamaño puede comprometer la estabilidad a largo plazo de las poblaciones de jaguares en la RNBM. El análisis de actividad diaria mostró que *P. onca* mantiene un patrón predominantemente nocturno, con pico de actividad concentrado entre las 21:00 y las 03:00 h, en concordancia con observaciones previas tanto en bosques continuos

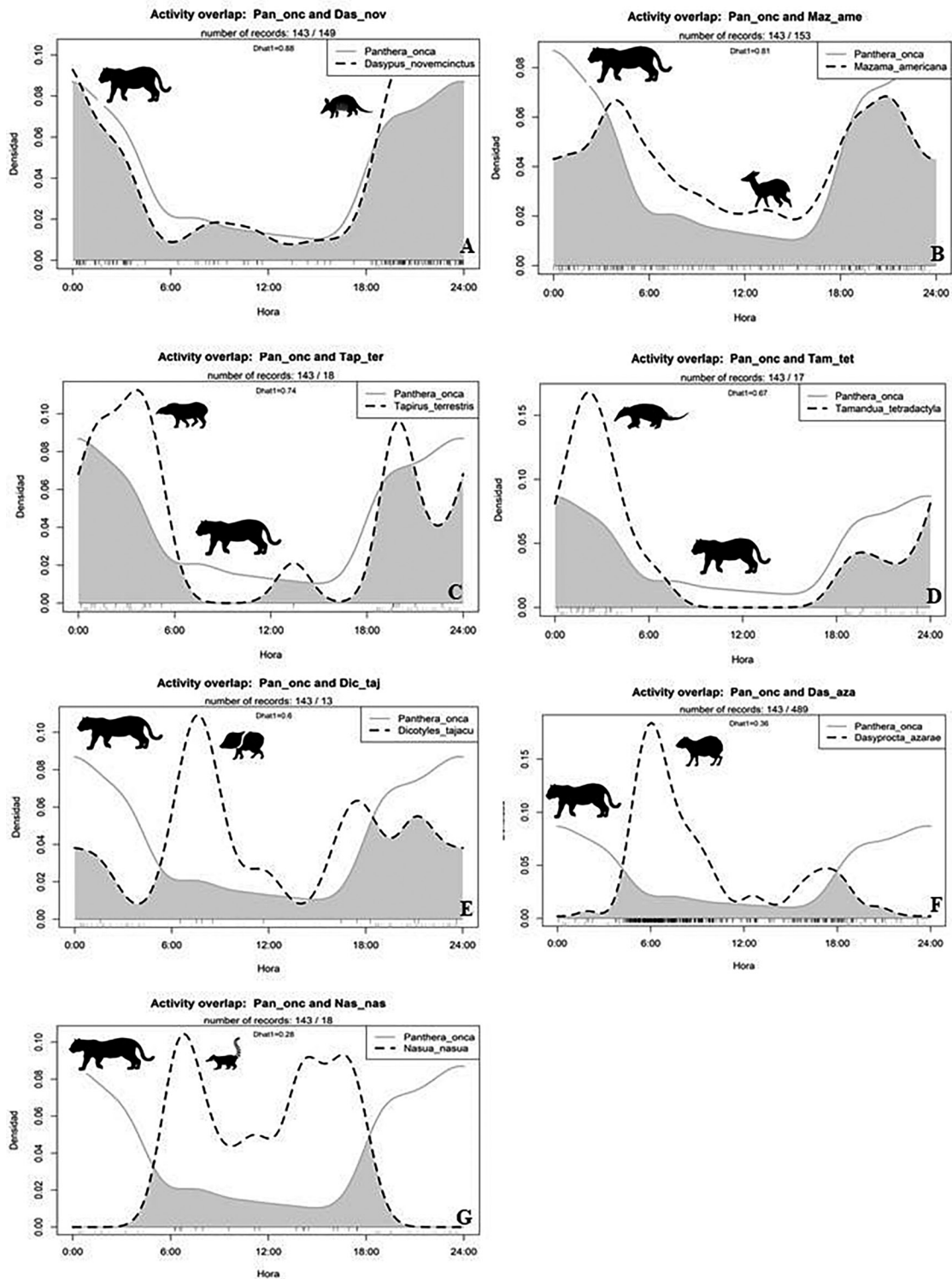


Figura 3. Solapamiento de actividad diaria de *Panthera onca* con A) *Dasyus novemcinctus*. B) *Mazama americana*. C) *Tapirus terrestris*. D) *Tamandua tetradactyla*. E) *Dicotyles tajacu*. F) *Dasyprocta azarae*. G) *Nasua nasua*.

como fragmentados (Monroy-Vilchis *et al.*, 2010; Foster *et al.*, 2013). Este comportamiento podría estar vinculado no solo a su ecología natural, sino también a una estrategia para minimizar la interacción con las actividades humanas diurnas.

Entre las presas, las especies con mayor coincidencia temporal con el jaguar fueron *Dasypus novemcinctus* (Dhat: 0.88) (Fig. 3A) y *Mazama americana* (Dhat: 0.81) (Fig. 3B), todas con hábitos predominantemente nocturnos o crepusculares. Esta superposición aumenta la probabilidad de encuentros y resalta la importancia del armadillo como recurso clave en este contexto, debido a su alto número de registros.

Especies presas diurnas o matutinas como *D. tajacu* (Fig. 3E), *D. azarae* (Fig. 3F) y *N. nasua* (Fig. 3G) mostraron bajo solapamiento temporal con respecto a la actividad del jaguar, esta segregación temporal puede interpretarse como un mecanismo antipredatorio, aunque en el caso de *D. azarae* su elevada frecuencia de registros sugiere que, aun con solapamiento reducido, el riesgo de depredación podría mantenerse elevado. Otras especies como *T. terrestris* (Fig. 3C) y *T. tetradactyla* (Fig. 3D) presentaron valores intermedios de solapamiento, lo que refleja patrones de actividad más flexibles o menos definidos. En el caso del oso melero, su hábito parcialmente arborícola y comportamiento críptico probablemente reduzcan la detectabilidad y, en consecuencia, la exposición a la depredación (Trovati y de Brito, 2009).

Es importante señalar las limitaciones metodológicas de este análisis. El RAI puede estar influido por la detectabilidad de las especies, el rango de movimiento o la disposición espacial de las cámaras (Maffei *et al.*, 2004; Foster *et al.*, 2013). De igual manera, los análisis de solapamiento dependen del tamaño muestral y en este estudio algunas especies, como por ejemplo *T. pecari* y *S. brasiliensis*, no alcanzaron el umbral mínimo de registros independientes requerido para obtener estimaciones robustas. No obstante, estas limitaciones no invalidan los resultados, ya que permiten identificar patrones relevantes sobre la disponibilidad y el uso de presas en la RNBM.

En este sentido, aportan una base confiable para comprender cómo interactúan los jaguares y sus presas, así como para orientar acciones de conservación en el área de estudio.

Conclusiones

La RNBM mantiene una alta riqueza de mamíferos, aunque la comunidad está dominada por especies medianas y generalistas, mientras que las presas de gran biomasa, fundamentales para el balance energético del jaguar, presentaron baja frecuencia de detección. Este patrón sugiere que la disponibilidad de presas óptimas podría estar restringida en el área. A partir de la literatura disponible, es plausible inferir que la escasez de presas silvestres de gran porte podría aumentar el riesgo de que los jaguares recurran a animales domésticos en las zonas adyacentes; no obstante, este estudio no registró datos de depredación sobre ganado, por lo que dicha inferencia debe considerarse como hipótesis a evaluar en estudios futuros. En este contexto, resulta prioritario implementar medidas de manejo que aseguren la viabilidad de las presas silvestres y promuevan la coexistencia entre el jaguar y las actividades productivas humanas.

Asimismo, el análisis de solapamiento temporal evidenció que el jaguar presenta alto solapamiento temporal con presas nocturnas o crepusculares como *D. novemcinctus* y *M. americana*, lo que incrementa la probabilidad de encuentros depredador-presa, mientras que especies diurnas como *D. azarae* y *D. tajacu* exhiben patrones de actividad divergentes que podrían actuar como mecanismos antidepredatorios. En conjunto, estos resultados sugieren que la persistencia del jaguar en la RNBM depende de un equilibrio dinámico entre la disponibilidad de presas, la conservación del hábitat y la reducción de las presiones antrópicas sobre la fauna silvestre. Podría incrementarse el riesgo de que los jaguares recurran a animales silvestres de menor tamaño y, eventualmente, a animales domésticos en las áreas circundantes, lo que potencialmente intensificaría los conflictos con la ganadería en las zonas de amortiguamiento.

En este contexto, resulta prioritario fortalecer las acciones de conservación orientadas a mantener poblaciones viables de grandes herbívoros dentro de la reserva, así como reforzar las estrategias de control de la cacería ilegal y promover medidas de coexistencia entre grandes carnívoros y sistemas productivos en el paisaje circundante. En síntesis, la RNBM constituye un refugio estratégico para la conservación del jaguar en el Bosque Atlántico del Alto Paraná, sin embargo, el mantenimiento de esta condición requiere de acciones de manejo adaptativas y coordinadas que aseguren tanto la viabilidad de la población local como su conectividad con otros fragmentos de la ecorregión.

Contribución de los autores

Todos los autores contribuyeron de manera equitativa en la elaboración de este artículo.

Conflictos de interés

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Fuente de financiamiento

Fuente de financiamiento propia.

Agradecimientos

Agradecemos al proyecto “Salvando al Jaguararé - el embajador de las Américas”, liderado y financiado por WWF y ejecutado por la Fundación Moisés Bertoni en colaboración con la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN), por generar y facilitar los datos que hicieron posible esta investigación. Expresamos un especial reconocimiento a los guardaparques de la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM), en particular a Sixto Fernández, Vidal Franco y Freddy Ramírez, por su invaluable apoyo y acompañamiento durante las salidas de campo. Asimismo, manifestamos nuestra gratitud a Esmar Guzmán por sus valiosas sugerencias y aportes a lo largo del desarrollo de la tesis que sustenta este artículo. Extendemos también nuestro agradecimiento a todas las personas e instituciones que, de

diversas maneras, contribuyeron al éxito de este trabajo. Finalmente, agradecemos a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios y sugerencias, los cuales contribuyeron significativamente a mejorar la calidad y claridad del manuscrito.

Literatura citada

- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J.A.J. & Huijbregts, M.A.J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356(6334): 180–183. <<https://doi.org/10.1126/science.aaj1891>>.
- Botts, R.T., Eppert, A.A., Wiegman, T.J., Rodriguez, A., Blankenship, S.R., Asselin, E.M., Garley, W.M., Wagner, A.P., Ullrich, S.E., Allen, G.R. & Mooring, M.S. (2020). Circadian activity patterns of mammalian predators and prey in Costa Rica. *Journal of Mammalogy*, 101(5): 1313–1331. <<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa103>>.
- Carbone, C., Pettorelli, N. & Stephens, P.A. (2011). The bigger they come, the harder they fall: Body size and prey abundance influence predator–prey ratios. *Biology Letters*, 7(2): 312–315. <<https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0996>>.
- Cavalcanti, S.M.C. & Gese, E.M. (2010). Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 91(3): 722–736. <<https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-171.1>>.
- Céspedes, G. & Mereles, F. (2006). Estudio de la vegetación y la flora en el área de Aguará Ñú, Reserva de la Biosfera del bosque Mbaracayú, Paraguay Oriental. I. *Revista Rojassiana*, 7(2): 153–164.
- Chávez, C., De la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R.A., Zarza, H. & Ceballos, G. (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. México: Alianza WWF–

- Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. <<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD002776.pdf>>.
- Da Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404(6773): 72–74. <<https://doi.org/10.1038/35003563>>.
- De Angelo, C. (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*). *Mastozoología Neotropical*, 16(2): 507–508.
- De Azevedo, F.C.C. & Murray, D.L. (2007). Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *The Journal of Wildlife Management*, 71(7): 2379–2386. <<https://doi.org/10.2193/2006-520>>.
- Di Bitetti, M.S., Placci, G. & Dietz, L.A. (2003). *Una visión de biodiversidad para la ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná*. Buenos Aires, Argentina: World Wildlife Fund. 120 pp.
- Díaz-Pulido, A. & Payán, E. (2012). *Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia* (1ª ed.). Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, Panthera Colombia. 150 pp.
- Entringer, H., Del Duque, H.J., Chiarello, A.G. & Srbek-Araujo, A.C. (2022). Temporal variation of the diet of a top terrestrial predator: The jaguar as a case study. *Mammal Research*, 67(4): 417–431. <<https://doi.org/10.1007/s13364-022-00648-0>>.
- FMB/BM. (2005). *Reserva Natural del Bosque Mbaracayú. Plan de Manejo 2005–2010*. Asunción, Paraguay: Fundación Moisés Bertoni para la Conservación de la Naturaleza (FMB), Banco Mundial (BM). 210 pp.
- Foster, R.J. & Harmsen, B.J. (2022). Dietary similarity among jaguars (*Panthera onca*) in a high-density population. *PLOS ONE*, 17(10): e0274891. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0274891>>.
- 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>>.
- Fundación Vida Silvestre Argentina & WWF. (2017). *State of the Atlantic Forest: Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth*. Puerto Iguazú, Argentina. 200 pp.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Gutiérrez, S.M., Marín, S.Y. & Doncaster, C.P. (2010). Scrape-marking behavior of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*). *Journal of Mammalogy*, 91(5): 1225–1234. <<https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-416.1>>.
- Hayward, M.W., Kamler, J.F., Montgomery, R.A., Newlove, A., Rostro-García, S., Sales, L.P. & Van Valkenburgh, B. (2016). Prey preferences of the jaguar *Panthera onca* reflect the post-Pleistocene demise of large prey. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3: 1–12. <<https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00148>>.
- Huang, C., Kim, S., Song, K., Townshend, J.R.G., Davis, P., Altstatt, A., Rodas, O., Yanosky, A., Clay, R., Tucker, C.J. & Musinsky, J. (2009). Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change*, 67(1–2): 1–12. <<https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.009>>.
- Lira-Torres, I. & Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 28(3): 566–585. <<https://doi.org/10.21829/azm.2012.283859>>.
- Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A. (2004). One

- thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco: Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology*, 262(3): 295–304. <<https://doi.org/10.1017/S0952836903004655>>.
- Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A.J. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11: 55–65.
- Mammal Diversity Database. (2025). *Mammal Diversity Database* (Versión 2.4) [Data set]. Zenodo. <<https://doi.org/10.5281/zenodo.17033774>>.
- Mandujano, S. (2019). Capítulo 8: Índice de abundancia relativa: RAI. En *Foto-trampeo en R: Organización y análisis de datos, Volumen I* (Vol. 1). Xalapa: Instituto de Ecología A.C. 200 pp.
- Mandujano, S. (2024a). Índice de abundancia relativa y tasa de encuentro con trampas cámara. *Mammalogy Notes*, 10(1): 389. <<https://doi.org/10.47603/mano.v10n1.389>>.
- Mandujano, S. (2024b). RAIeR: Relative abundance index and encounter rate estimation camera traps (Versión 0.0.0.9000) [Paquete R]. GitHub. [Consulted: 16.vii.2026]. <<https://github.com/SMandujanoR/RAIeR>>.
- Meredith, M. & Ridout, M.S. (2016). Overlap: estimates of coefficients of overlapping for animal activity patterns. R package version 0.2.6. [Consulted: 16.vii.2026]. <<https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/>>.
- Mereles, F. (2007). La diversidad vegetal en el Paraguay. En Salas-Dueñas, D. & Facetti, J. (Eds.). *Biodiversidad del Paraguay, una aproximación a sus realidades* (1ª ed.). Paraguay: Fundación Moisés Bertoni, USAID, GEF/BM. 250 pp.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L. & Urios, V. (2010). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: Abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 1–12. <<https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3206>>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853–858. <<https://doi.org/10.1038/35002501>>.
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A. & Wilting, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12): 1457–1462. <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600>>.
- Owen, R. & Smith, P. (2019). Mamíferos de la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú, Departamento Canindeyú representadas en colecciones científicas. *Revista de la Sociedad Científica del Paraguay*, 24(1): 163–172. <<https://doi.org/10.32480/rscp.2019-24-1.163-172>>.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Morato, R.G., Martínez Pardo, J., Srbeć-Araujo, A.C., Beisiegel, B.D.M., Lima, F., Sana, D., Xavier Da Silva, M., Velázquez, M.C., Cullen, L., Crawshaw Jr, P., Jorge, M.L.S.P., Galetti, P.M., Di Bitetti, M.S., De Paula, R.C., Eizirik, E., Aide, T.M., Cruz, P., Perilli, M.L.L., Souza, A.S.M.C., Quiroga, V., Nakano, E., Ramírez Pinto, F., Fernández, S., Costa, S., Moraes, E.A. Jr & Azevedo, F. (2016). A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports*, 6(1): 37147. <<https://doi.org/10.1038/srep37147>>.
- Peres, C.A. & Palacios, E. (2007). Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica*, 39(3): 304–315. <<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x>>.
- R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

- [Consulted: 16.vii.2026]. <<https://www.R-project.org/>>.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6): 1141–1153. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>.
- 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>>.
- Romero-Muñoz, A. (2008). Evaluación preliminar del comercio y uso de mamíferos silvestres en el mercado La Pampa de la ciudad de Cochabamba, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 15(2): 253–259.
- Salas, D., Batrina, L., Rodríguez, L., Ferrera, I., Rolón, C. & Velázquez, M. (2019). *Reserva Natural del Bosque Mbaracayú. Plan de Manejo 2020–2030*. Asunción: Fundación Moisés Bertoni para la Conservación de la Naturaleza (FMB). 250 pp.
- Salas-Dueñas, D. & Facetti, J. (2007). *Biodiversidad del Paraguay, una aproximación a sus realidades* (1ª ed.). Paraguay: Fundación Moisés Bertoni, USAID, GEF/BM. 300 pp.
- Sanderson, J. & Harris, G. (2013). Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History*, 1(1): 6–14. <https://smallcats.org/wp-content/uploads/2023/03/sanderson_harris2013.pdf>.
- Seymour, K.L. (1989). *Panthera onca*. *Mammalian Species*, 340: 1–9. <<https://doi.org/10.2307/3504096>>.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Astete, S., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Furtado, M.M. & Marinho-Filho, J. (2010). Density of the Near Threatened jaguar *Panthera onca* in the caatinga of north-eastern Brazil. *Oryx*, 44(1): 104–110. <<https://doi.org/10.1017/S0030605309990433>>.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3): 351–355. <[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)>.
- Tabarelli, M. & Gascon, C. (2005). Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3): 734–739. <<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00698.x>>.
- Thorn, M., Green, M., Dalerum, F., Bateman, P.W. & Scott, D.M. (2012). What drives human–carnivore conflict in the North West Province of South Africa? *Biological Conservation*, 150(1): 23–32. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.017>>.
- Tobler, M.W., Carrillo-Perceatogui, S.E., Leite Pitman, R., Mares, R. & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3): 169–178. <<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>>.
- Trovati, R.G. & De Brito, B.A. (2009). Nota sobre desplazamiento y área de uso de tamandúa mirim (*Tamandua tetradactyla*) translocado en el Cerrado brasileño. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(3): 144–149. <<https://doi.org/10.4013/nbc.2009.43.04>>.
- Weckel, M., Giuliano, W. & Silver, S. (2006). Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: Distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270(1): 25–30. <<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00106.x>>.
- Yahnke, C.J., De Fox, I.G. & Colman, F. (1998). Mammalian species richness in Paraguay: The effectiveness of national parks in preserving biodiversity. *Biological Conservation*, 84(3): 263–268. <[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00113-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00113-4)>.

- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M. & Bellocq, M.I. (2006). Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, 235(1–3): 164–173. <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.009>>.