

Conservación

Influencia de los atributos del paisaje en la ocupación de parches de bosque y en la demografía de *Alouatta caraya* en un ambiente fragmentado del noreste de Argentina

*Influence of landscape attributes on forest patch occupancy and demography of *Alouatta caraya* in a fragmented landscape of northeastern Argentina*

Nicolás Gorostiaga ^{a, b}, Lisandra Pamela Zamboni ^a, Alexis Cerezo ^c y Romina Pavé ^{b, *}

^a Centro Regional de Geomática, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos, Ruta 11 Km 10.5 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

^b Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Tetrápodos, Instituto Nacional de Limnología, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-Universidad Nacional del Litoral, Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Ruta 168 Km 0, Santa Fe, Argentina

^c Fundación para el Ecodesarrollo y la Conservación. Calle 25, 2-39, Zona 1, Ciudad de Guatemala, Guatemala

*Autor para correspondencia: rominaep@gmail.com (R. Pavé)

Recibido: 14 abril 2020; aceptado: 4 agosto 2020

Resumen

El noreste del Parque Chaqueño argentino constituye el principal hábitat del mono aullador negro y dorado, *Alouatta caraya*, y presenta la mayor tasa de deforestación del país, en el período 2007-2018, hubo 7% de pérdida anual en esta región que corresponde a aproximadamente 2,600,000 ha. Evaluamos los atributos del paisaje que pueden influenciar la ocupación de parches de bosque y características demográficas de *A. caraya* en un área rural del Chaco argentino. Realizamos censos mensuales en el período junio 2017-noviembre 2018 y utilizamos herramientas de geomática e información geográfica para realizar análisis espaciales. El área de los parches de bosque fue el único atributo que se relacionó positivamente con la ocupación de los mismos por parte de los aulladores ($p = 0.007$). El tamaño medio de los grupos (5.6 ± 2.13 individuos) no varió entre parches grandes y pequeños, pero la relación inmaduro: hembra adulta de los grupos fue mayor en los parches grandes ($p = 0.024$). Este estudio brinda evidencias del valor de las herramientas de geomática para evaluar los atributos del paisaje que influyen en la ocupación del hábitat en los primates de Argentina, contribuyendo a la comprensión de los requisitos indispensables para diseñar estrategias de conservación.

Palabras clave: Primates; Mono aullador negro y dorado; Teledetección; Sistemas de Información Geográfica; Sentinel 2; Análisis espacial: Modelos lineales generalizados; Chaco

Abstract

The northeast of the Argentinean Chaco Park constitutes the main habitat of the black and golden howler monkey, *Alouatta caraya*, and has the highest deforestation rate of the country, in the period 2007-2018 there was an annual loss of 7% in this region that corresponds to approximately 2,600,000 ha. We evaluate landscape attributes that can influence the use of forest patches and the demographic characteristics of *A. caraya* in a rural area of the Argentinean Chaco. We conducted monthly censuses from June 2017 to November 2018, and used geomatics tools and geographic data to perform spatial analyzes. The forest patches area was the only attribute positively related to their occupation by the howlers ($p = 0.007$). The mean group size (5.6 ± 2.13 individuals) did not vary between large and small patches but the immature: adult female ratio of the groups was higher in the large patches ($p = 0.024$). This study provides evidence of the value of geomatic tools to assess landscape attributes that influence habitat occupancy in the primates from Argentina, contributing to the understanding of the important requirements to design conservation strategies.

Keywords: Primates; Black and gold howler monkey; Remote sensing; Geographic Information System; Sentinel 2; Spatial analysis; Generalized linear model; Chaco

Introducción

La pérdida de ambientes naturales es una de las mayores amenazas para la biodiversidad a escala global con una disminución aproximada de 5 millones de hectáreas de bosque por año desde 2015 a la actualidad, debido al incremento e intensificación de actividades humanas como la agricultura, ganadería, tala selectiva y turismo, entre otras (FAO, 2020). Entre las principales consecuencias de estas prácticas se destacan la simplificación y fragmentación del paisaje, incluyendo el incremento de la densidad de parches o fragmentos de bosque, como su grado de aislamiento (Fahrig et al., 2011; Haddad et al., 2015). Dicho escenario genera una notable alteración de la estructura del paisaje, particularmente en cuanto a su composición y configuración espacial (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Galán-Acedo et al., 2019). Existen evidencias de la forma en que se ve afectada la calidad del hábitat por la pérdida gradual de la diversidad vegetal, reducción del tamaño de los fragmentos y aumento del efecto borde. Sumado a ello, es notable el efecto de la introducción de especies exóticas y un marcado aumento de la cercanía entre asentamientos humanos y fauna silvestre (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Bajarú et al., 2019; Fahrig et al., 2011; Gökyer, 2013; Haddad et al., 2015; Ibáñez et al., 2014).

Estudios a escala global y regional sugieren que la simplificación del paisaje afecta negativamente parámetros poblacionales, comportamentales y del estado sanitario de los primates (Chaves y Bicca-Marques, 2017; Estrada et al., 2017; Galán-Acedo et al., 2019; Goffard et al., 2008; Grande et al., 2020; Martínez-Mota et al., 2018; Mborá y McPeck, 2009; Mekonnen et al., 2017; Oklander et al., 2010; Zunino et al., 2007). Por ejemplo, en Etiopía se encontró que grupos de *Chlorocebus djamdjamensis* (cercopiteco de las montañas de Bale) que habitan paisajes fragmentados presentan cambios en los mecanismos de

asignación de energía a diferentes actividades (mayor tiempo de descanso y menor tiempo para alimentación y movimiento) en relación a grupos que habitan ambientes continuos (Mekonnen et al., 2017). En ambientes fragmentados de México, grupos de *Ateles geoffroyi* (mono araña) mostraron una relación positiva entre la proporción de inmaduro: hembra adulta (relación que se utiliza para evaluar el éxito reproductivo de las hembras y el estado y tendencia poblacional) y el porcentaje de cobertura de bosques (Galán-Acedo et al., 2019).

En el Neotrópico, se evaluaron los efectos del cambio del paisaje en diversas características poblacionales y uso de hábitat de primates silvestres. Para los monos aulladores (*Alouatta*), se encontró que pueden habitar ambientes con distintos niveles de alteración, como bosques con tala moderada o selectiva y en áreas agrícolas o sitios cercanos a asentamientos humanos (Chaves y Bicca-Marques, 2017; Goffard et al., 2008; Grande et al., 2020; Martínez-Mota et al., 2018; Zunino et al., 2007). Más allá de estos antecedentes, los estudios a escala del paisaje utilizando geotecnologías en los ambientes habitados por primates se enfocan principalmente en ciertas especies (*A. caraya*: Grande et al., 2020; *A. guariba clamitans*: Almeida y Silva et al., 2017; *A. palliata*: Anzures-Dadda y Manson, 2007; Puig-Lagunes et al., 2016; *A. pigra*: Martínez-Mota et al., 2018; Pozo-Montuy et al., 2013). Para *A. palliata* en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México se encontró que en un ambiente altamente fragmentado, los grupos de aulladores prefirieron fragmentos de forma regular, mayores a 32 ha y en cercanía a otros fragmentos (distantes a menos de 200 m) (Arroyo-Rodríguez et al., 2008). Por otra parte, para *A. guariba clamitans* en Taubaté, San Pablo, Brasil, se encontró que ocuparon parches de bosque mayores a 7 ha, aunque no se encontró relación entre la ocupación y la conectividad y forma de los parches (Almeida y Silva et al., 2017). Para *A. caraya*, un estudio reciente llevado

a cabo en la región de El Cerrado, Goias, Brasil concluyó que la ocupación de los fragmentos de bosque por parte de los primates se relaciona positivamente con el número de parches disponibles en el área y a la forma de estos, utilizando parches irregulares (Grande et al., 2020).

La especie de estudio, el mono aullador negro y dorado (*Alouatta caraya*), presenta la distribución más austral entre los monos platirrinos. Habita bosques fragmentados y en galería en zonas de tierra firme, así como bosques continuos en islas del noreste de Argentina (Oklander et al., 2019), por otra parte, también es reportado en el bosque Atlántico del sur de Brasil, el noreste de Bolivia y Paraguay (Cortés-Ortiz et al., 2015). Forma grupos de tamaño variable, pero en general su composición y tamaño depende de la estructura de los bosques que habita (Oklander et al., 2019). A lo largo de su distribución en Argentina, gran parte de las poblaciones de *A. caraya* se encuentran fuera de las áreas naturales protegidas. A nivel internacional (IUCN RedList), la especie se encuentra categorizada como preocupación menor (Fernández-Duque et al., 2008), mientras que en Argentina, recientemente se la categorizó como vulnerable ya que sus hábitats han sido alterados como consecuencia de la deforestación para incrementar el uso de tierras para actividades humanas (Oklander et al., 2019). Su principal hábitat, el noreste del Parque Chaqueño argentino, presenta la mayor tasa de deforestación del país con 7% de pérdida anual entre 2007

y 2018, lo que corresponde a aproximadamente 2,600,000 ha de tierras forestales de la mencionada región (UMSEF, 2019). Sin embargo, hasta el momento no existen estudios en Argentina donde se haya evaluado cómo afectan los atributos espaciales del paisaje en los patrones de ocupación y características demográficas de la especie. Con base a lo anterior, nuestro objetivo fue determinar qué atributos del paisaje influyen en el uso de los fragmentos de bosque y en las características demográficas del mono aullador negro y dorado (*A. caraya*) en un ambiente fragmentado del noreste argentino. Nuestras hipótesis de trabajo fueron, en primer lugar, que los atributos del paisaje (área de parches, índice de forma de parches, abundancia de parches vecinos, aislamiento entre parches y abundancia de corredores) se correlacionan positivamente con la ocupación de parches de bosques por parte de los grupos de *Alouatta caraya*. La segunda hipótesis de trabajo fue que el tamaño medio de los grupos y la relación inmaduro: hembra es mayor en los parches de mayor superficie.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo entre junio de 2017 y noviembre de 2018 en la Estancia Ana María (27°24'36" S, 59°06'48" O), Departamento Libertad, Provincia de Chaco, Argentina. La estancia es una propiedad privada rural de 900 ha, ubicada a 2.5 km de la localidad de Puerto Tirol y

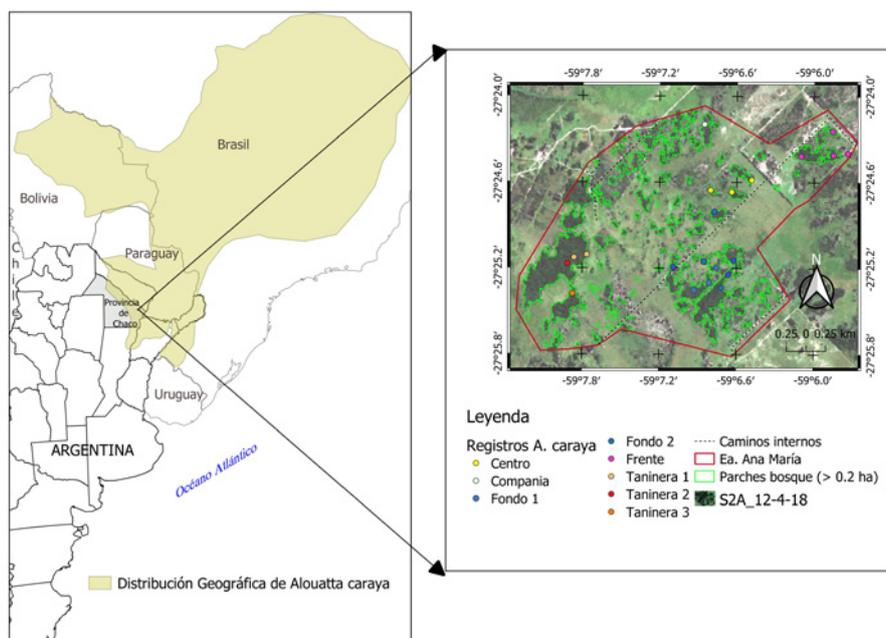


Figura 1. Distribución geográfica de *Alouatta caraya* (modificado a partir de Oklander et al., 2019) a la izquierda, y a la derecha, ubicación del sitio de estudio con detalle de los parches de bosques (> 0.2 ha) obtenidos de la clasificación de una imagen Sentinel 2; además, se muestran los caminos internos, los límites de la Estancia Ana María y los registros de grupos de *A. caraya*.

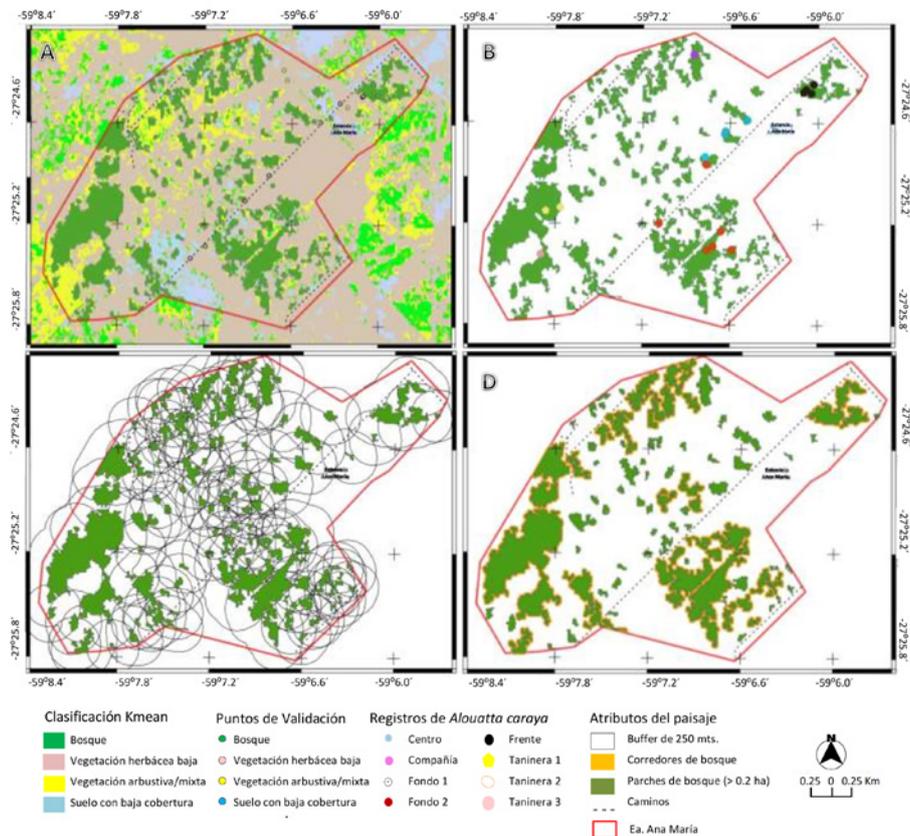


Figura 2. Mapas de atributos del paisaje. A: Clases de cobertura del suelo, puntos de validación y caminos internos; B: parches de bosque y registro de grupos de *Alouatta caraya*; C: áreas buffer (250 m) a los parches de bosque; D: corredores delimitados a partir de parches de bosques del área de estudio.

a 8 km de Resistencia, la ciudad capital de la mencionada provincia (fig. 1). Desde el punto de vista biogeográfico, el área pertenece al Distrito Chaqueño Oriental de la Provincia Chaqueña y se caracteriza por presentar clima húmedo con amplias variaciones térmicas entre invierno y verano, con temperatura promedio de 22 °C y precipitaciones que varían entre 500 y 1,200 mm anuales (Bianchi y Cravero, 2010; Cabrera, 1994). La vegetación se caracteriza por la presencia de bosques fragmentados naturalmente, donde los fragmentos de bosque se encuentran inmersos en una matriz de pastizales naturales (Cabrera, 1994). En las últimas décadas, la región, y específicamente el área de estudio, fueron explotadas intensamente, principalmente para la extracción de ejemplares de quebracho colorado (*Schinopsis balansae* Engl.) de los cuales se obtiene tanino, recurso con múltiples usos (Cuadra, 2011). Desde 2011, la estancia se encuentra sin explotación maderera, pero, por el contrario, se ha incrementado la actividad ganadera.

El área de estudio está compuesta por una matriz de pastizales con gramíneas diferenciadas en 2 estratos: de bajo (principalmente pasturas) y alto porte (pajonales). La

matriz se encuentra ocupada por fragmentos de bosque pluriespecíficos altos, cerrados, con alta cobertura y un estrato arbustivo escaso, representando el paisaje típico de la región (Cabrera, 1994). Tomando esto en consideración, se definió como parche o fragmento a un remanente discreto de bosque con un área ≥ 0.2 ha (fig. 2A) y separado de otros parches por otras coberturas de suelo (suelo de baja cobertura, pastizales, arbustales, cuerpos de agua, infraestructura, etc.) y excluyendo corredores menores a 20 m (fig. 2D) debido a que estos permiten el paso de los monos por la copa de los árboles (Anzures-Dadda y Manson, 2007; Zunino et al., 2007). Para describir la configuración espacial de los parches de bosque dentro del área, se utilizaron herramientas de geomática y datos derivados de sensores remotos y de terreno. En primer lugar, se descargaron, pre-procesaron y procesaron imágenes satelitales del área de estudio provistas gratuitamente por el sensor Sentinel 2 del 12 de abril de 2018 (ESA, 2015), que brinda información de mediana resolución espacial (10, 20 y 60 m, respectivamente, en las diferentes bandas del sensor), espectral (13 bandas) y temporal

(aproximadamente 5 días). Utilizando el software libre SNAP (ESA), se importaron, visualizaron, re-muestraron (20 m), recortaron, y se construyeron compuestos multibandas a los cuales se les realizó una clasificación no supervisada (Kmeans) utilizando el clasificador de máxima verosimilitud (Aceñolaza et al., 2014). Siguiendo a Congalton y Green (2019), se validó la clasificación mediante una matriz de confusión utilizando 36 puntos de control obtenidos en terreno con GPS, representando las diferentes coberturas de suelo como clases temáticas (fig. 2A).

Con la integración de la información resultante de la clasificación y de datos obtenidos en campo y otros digitalizados (caminos, infraestructura, límites) en el software QGIS 3.2.1 (QGIS), se realizaron análisis espaciales de los datos y se mapearon los atributos del paisaje (fig. 2). Los análisis de vecindad se realizaron para un área buffer de 250 m alrededor de cada parche (fig. 2C). Se describieron atributos indicadores de la conectividad del paisaje siguiendo la metodología empleada en trabajos previos (Anzures-Dadda y Manson, 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2008; Martínez-Mota et al., 2018). Se establecieron criterios y describieron atributos para la configuración y la composición del paisaje (tabla 1).

Los censos se realizaron entre junio de 2017 y noviembre de 2018 (N= 14 muestreos) durante 2-4 días consecutivos por mes o de manera bimensual. Cada censo comenzó a las 7:00-8:00 a.m. y finalizó a las 6:00-7:00 p.m.; los 112 parches de bosque del área de estudio se recorrieron caminando a paso lento por dentro y por fuera con el fin de localizar individuos solitarios o grupos de primates mediante señales auditivas y/o visuales; los

parches de mayor tamaño (> 5 ha) tuvieron un recorrido aproximado de 2 a 5 hs (Rumiz, 1990; Zunino et al., 2007). Cada vez que un grupo o individuo solitario fue detectado, se registró, con ayuda de binoculares y GPS: día, hora, ubicación geográfica, número de individuos, clasificación sexo-edad aproximada de todos los individuos, nacimientos, muertes o desapariciones, organización social de los grupos (unimacho, es decir con 1 macho adulto, o multimachos, con al menos 2 machos adultos) (fig. 2B). Para la clasificación sexo-edad de los individuos adultos e inmaduros (subadultos, juveniles e infantes) se siguió el criterio de Rumiz (1990), para el cual se tomaron parámetros como la coloración del pelaje, tamaño corporal y el desarrollo genital. Se definió a los infantes como aquellos individuos ≤ 1 año desde su nacimiento, juveniles > 1 año y < 3.5 años, machos subadultos de 3.5-5 años, hembras subadultas de 3.5-4.5 años, machos adultos > 5 años y hembras adultas > 4.5 años. Los grupos se reconocieron por su ubicación, composición y por la presencia de marcas naturales en ciertos individuos (cortes en orejas, cicatrices en la cara, ausencia de falanges y heridas). Para estimar la densidad poblacional en el área de estudio, se calcularon: densidad bruta (Nº de individuos/área total de bosque acumulada) y densidad ecológica (Nº de individuos/área de parches de bosque) propuestas por Eisenberg (1979).

Se utilizó estadística descriptiva (mediana, rango) para datos no normales para caracterizar los parches y las poblaciones de monos aulladores siguiendo a Zar (1999). Se utilizaron modelos lineales generalizados (MLG) para evaluar el efecto de los atributos del paisaje (variables predictoras) en el uso de los parches de bosque (variables

Tabla 1
Métricas del paisaje, su descripción y clasificación.

Nombre	Descripción	Tipo de métrica
Número de parches (NP)	Cantidad total de parches en el paisaje	Configuración
Área de parches (AP)	Superficie de cada parche de bosque, en hectáreas	Composición
Índice de forma (IFP)	Perímetro/ $2\sqrt{\text{área}} \times \pi$ (Forman y Gordon, 1986), que varía entre 1 (forma circular) y 5 (forma altamente irregular)	Composición
Abundancia de parches vecinos (ABPv)	Número de parches vecinos contabilizados dentro de un buffer de 250 m alrededor de cada parche	Configuración
Aislamiento entre parches (AIP)	Distancia linear entre parches más cercanos, en metros	Configuración
Área de parches vecinos (APV)	Superficie total de parches vecinos contabilizados dentro de un buffer de 250 m alrededor de cada parche	Composición
Abundancia de corredores (AC)	Número de hileras de árboles/arbustos compartidos con otros parches	Configuración
Abundancia de caminos (ACa)	Longitud (en metros) de rutas/caminos internos medidos dentro de un buffer de 250 m alrededor de cada parche	Configuración

respuesta) siguiendo estudios previos (Anzures-Dadda y Manson, 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2008; Puig-Lagunes et al., 2016). Como primer paso, se realizó una correlación de Spearman para evaluar la existencia de asociaciones entre las variables predictoras; la misma determinó multicolinealidad entre las mismas. Por un lado, se encontró correlación positiva entre área de parches (AP) e índice de forma de parches (IFP) ($p < 0.001$) y por el otro, se encontraron correlaciones entre abundancia de parches vecinos (ABPv), aislamiento entre parches (AIP) y abundancia de corredores (AC) ($p < 0.05$). Para eliminar la multicolinealidad entre las variables se realizó, por un lado, una regresión residual entre AP e IFP. De esta manera se obtuvo un nuevo IFP que representa la proporción de la variación de esta variable que no está explicada por la variable AP, es decir, un nuevo índice independiente del área. Por otro lado, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) entre ABPv, AIP y AC, el cual determinó una fuerte relación entre las 3 variables en el componente 1 con 70% de variación explicada, y de este modo, se obtuvo una nueva variable predictora que agrupa a estas 3, denominada variable de contexto. Estas nuevas variables obtenidas a partir de la regresión residual y ACP se utilizaron para modelar el uso de los parches por parte de los grupos de aulladores. Debido a que el uso de parches tiene respuesta binaria (presencia/ausencia) se utilizó un modelo de regresión logística. Las variables predictoras fueron estandarizadas y al modelo se le agregó una estructura de autocorrelación de residuos debido a que los parches de bosque se encontraban en cercanía. Por último, se aplicó la prueba U de Mann-Whitney para comparar el tamaño de grupo de aulladores y la RIH (relación inmaduro: hembra adulta) entre parches de bosque grandes (mayores a 4 ha) y pequeños (menores

a 4 ha) siguiendo a Zunino et al. (2007). Para todos los análisis, el nivel de significancia considerado fue $\alpha = 0.05$ (Zar, 1999). Los análisis se realizaron con el software Infostat (licencia CeReGeo-FCyT-UADER) (Di Rienzo et al., 2013) y R versión 3.0.3 (R Development Core Team, 2013).

Resultados

Como resultado de la clasificación de la imagen del sensor Sentinel 2 (ESA, 2015), se obtuvo un mapa con 4 clases de cobertura: bosque, vegetación herbácea baja, vegetación arbustiva/mixta y suelo con baja cobertura (fig. 2A). La confianza global de la clasificación fue de 80%, mientras que para la clase bosque fue de 100%, la de vegetación herbácea baja o reconocida en el campo como pastizal fue de 89%, y las demás clases no presentaron una buena precisión (menores a 60%).

La Estancia Ana María presentó un total de 112 parches de bosque, que ocuparon una superficie de 194 ha, esto corresponde a 22% del área de estudio (900 ha). Los grupos de aulladores utilizaron 10 de los 112 parches de bosques con 99 ha en total, es decir, ocuparon 11% del área de estudio y 51% del bosque disponible. En general, los parches de bosque habitados por los grupos de aulladores tendieron a ser de mayor tamaño (mayor área), más irregulares, menos aislados, con una mayor disponibilidad de parches vecinos, con menor número de corredores y mayor longitud de caminos rurales con relación a los parches de bosque no habitados (tabla 2). Sin embargo, de todos los atributos considerados, el área de los parches de bosque fue el único atributo que se relacionó positivamente con la ocupación por parte de los grupos de *A. caraya* (tabla 3).

Tabla 2

Descripción de los atributos del paisaje y de la conectividad de los parches de bosque. Se consideraron únicamente aquellos parches de bosque mayores a 0.2 ha.

Variable	Parches de bosque					
	Total (112)		Ocupados (10)		No ocupados (102)	
	Mediana	Rango	Mediana	Rango	Mediana	Rango
Área	0.5	0.2-45.8	3.7	1.3-45.8	0.4	0.2-7.8
IFP	1.8	1.2-4.8	2.8	1.6-4.8	1.8	1.2-3.9
ABPv*	7	0-13	8	1-12	7	0-13
APV	9.1	0-57.2	10.8	2.8-38.3	9.1	0-57.2
AIP *	32	8-278	20	8-164	33.5	8-278
AC *	2	0-5	1.5	0-4	2	0-5
ACa	323.4	0-1518	568.2	0-1518	313.5	0-1272

* Variables de contexto

Tabla 3

Resultados del MLG que muestra los atributos del paisaje considerados para influir en la ocupación de los parches de bosque por parte de los grupos de *A. caraya*. Contexto= incluye de manera conjunta las variables abundancia de parches vecinos, aislamiento de parches y número de corredores.

Variables	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
Intercept	-2.611	0.510	106.000	-5.117	0.000
Área	2.620	0.952	106.000	2.751	0.007*
Indicé de forma	0.057	0.284	106.000	0.200	0.842
Contexto	-0.420	0.397	106.000	-1.058	0.292
Área de parches vecinos	-0.272	0.461	106.000	-0.590	0.557

* Valor significativo

Un total de 8 grupos y 45 individuos de monos aulladores fueron censados en la estancia. También se registraron 2 machos adultos solitarios, pero estos individuos no fueron incluidos en los análisis debido a que uno se encontró muerto recientemente y el otro no fue censado nuevamente. La densidad bruta fue de 0.05 ind/ha (5 ind/km²) y la densidad ecológica fue de 0.23 ind/ha (23 ind/km²). Los adultos representaron 53.3% (N = 24) y los inmaduros 46.7% (N = 21) de la población. La organización social de los grupos fue principalmente unimacho (62.5% de los grupos, con un macho adulto y 1-2 hembras adultas vs. 37.5% de grupos multimachos, con 2 machos adultos y 2-3 hembra adultas) y el tamaño medio de los grupos fue de 5.6 individuos (rango = 3-9 individuos) (tabla 4). En promedio, los grupos de aulladores presentaron 5.6 ± 2.13 individuos. Cada grupo tuvo 3 ± 0.63 individuos adultos (1.37 ± 0.51 machos adultos, rango = 1-2 y 1.62 ± 0.74

hembras adultas, rango = 1-3) y 2.61 ± 0.38 inmaduros (0.62 ± 0.5 machos subadultos, 0.37 hembras subadultas, 1 ± 0.5 juvenil y 0.62 infantes) (tabla 4). El tamaño de los grupos de aulladores no varió significativamente entre parches de bosque grandes (mayores a 4 ha) y pequeños (menores a 4 ha) (prueba U de Mann-Whitney = 32; n_{1,2} = 5, 5; p = 0.42).

Para la población de estudio, la relación inmaduro: hembra adulta (RIH) fue de 1.61 (rango = 1-3), es decir aproximadamente 2 inmaduros por hembra adulta (tabla 4). La relación infante: hembra adulta (RIInH) fue de 0.38 (rango = 0-1). Los valores más bajos de RIH se encontraron en los grupos Centro y Taninera 2 (tabla 4), ambos unimacho, con 5 y 3 individuos respectivamente, los cuales ocuparon parches de bosque de muy distinto tamaño (Centro = 2 ha y Taninera 2 = 46 ha). El mayor valor hallado de RIH fue para el grupo Taninera 1 (tabla

Tabla 4.

Área de parches, organización social, composición de grupos de *A. caraya* (Número de adultos e inmaduros por grupos) y relación inmaduro: hembra adulta (RIH). Um = Unimacho, Uh = unihembra, Mm = multimacho, Mh = multihembra.

Grupos	Organización social	Número de parches utilizados	Área de parches (Ha)	Tamaño de grupos	Número de adultos	Número de inmaduros	RIH
Frente	Um-Uh	1	7.53	4	2	2	2
Compañía	Mm-Mh	1	4.61	8	4	4	2
Centro*	Um-Mh	3	2.06 (1.70-2.53)	5	3	2	1
Fondo 1	Um-Uh	1	11.44	4	2	2	2
Fondo 2*	Mm-Mh	3	10.67 (1.2-20.14)	9	5	4	1.33
Taninera 1	Um-Uh	1	46	5	2	3	3
Taninera 2	Um-Uh	1	46	3	2	1	1
Taninera 3	Mm-Mh	1	46	7	4	3	1.5
Total				45	24	21	1.6

* Incluye valor promedio y rango para el caso de los grupos que utilizaron 3 parches de bosque.

4), que fue unimacho, compuesto por 5 individuos y ocupó, junto a Taninera 2 y Taninera 3, el parche de bosque más grande del sitio de estudio (46 ha). Estos resultados revelaron diferencias significativas en la RIH entre parches mayores a 4 ha y menores a 4 ha (prueba U de Mann-Whitney = 16; $n_{1,2} = 5, 5$; $p = 0.024$).

Discusión

De todos los atributos evaluados en el presente estudio, el área de los parches de bosque fue el único atributo que afectó la ocupación de estos por parte de los grupos de aulladores, por lo tanto comprobamos parcialmente la primera hipótesis. Estos resultados coinciden con estudios previos en *A. guariba* en el bosque Atlántico de San Pablo, Brasil (Almeida y Silva et al., 2017) y con *A. palliata* en distintos sitios del sudeste de México (Anzures-Dadda y Manson, 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2008; Puig-Lagunes et al., 2016) donde los grupos de aulladores, en general, ocupan los parches más grandes del sitio de estudio. En nuestro estudio en particular, el grupo más numeroso compuesto por 9 individuos (Fondo 2) utilizó un parche grande (20 ha), pero también el mismo grupo ocupó parches pequeños (1.2 ha y 1.8 ha), los cuales podrían haberse utilizado de manera transitoria o para la búsqueda de recursos alimenticios. Dentro de un paisaje fragmentado, los parches de pequeño tamaño son sumamente importantes para poder conservar la diversidad de recursos alimenticios y hábitats para los animales (Lindenmayer, 2019). Del mismo modo, el parche más grande del sitio de estudio denominado Taninera (46 ha), fue el que más grupos de aulladores contuvo (Taninera 1, Taninera 2 y Taninera 3). Posiblemente, los parches de mayor tamaño poseen mayor disponibilidad de distintos ítems alimenticios, refugio y protección contra depredadores que permiten sostener grupos más grandes de primates en comparación a los parches más pequeños (Almeida y Silva et al., 2017; Anzures-Dadda y Manson, 2007; Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006; Arroyo-Rodríguez et al., 2008).

Por otro lado, los demás atributos del paisaje evaluados (forma de parche, aislamiento, abundancia de parches vecinos, caminos y corredores y área de parches vecinos), presentaron tendencia a influir en la ocupación de los aulladores, pero estas relaciones no fueron estadísticamente significativas. Sí se han encontrado efecto de algunos de ellos en la ocupación para grupos de *A. caraya* en Brasil (número y forma de parches: Grande et al., 2020) y *A. palliata mexicana* (número de corredores: Anzures-Dadda et al., 2007, forma: Arroyo-Rodríguez et al., 2008 y aislamiento: Puig-Lagunes et al., 2016). Cabe preguntarse entonces acerca de la importancia que tienen los atributos

del paisaje que no se reflejaron en la ocupación de los parches de bosque por los grupos de *A. caraya* en el área estudiada. Particularmente, lo que encontramos fue que los aulladores ocuparon parches generalmente irregulares que además fueron los más grandes del sitio de estudio.

La densidad bruta obtenida (45 ind/900 ha, es decir 0.05 ind/ha) es similar a la encontrada para la población de *A. caraya* que habita bosques en galería y fragmentados juntos al río Riachuelo en Corrientes, Argentina (0.04 ind/ha: Rumiz, 1990; 0.06 ind/ha: Zunino et al., 2007), y es menor a aquellas encontradas para las poblaciones que habitan los bosques ribereños junto al riacho Pilagá (Estancia Guaycolec) en Formosa, Argentina (0.09-0.18 ind/ha: Arditi y Placci, 1990; Dvoskin et al., 2004; Juárez et al., 2005). Por otro lado, la densidad ecológica hallada en nuestro estudio (0.23 ind/ha) es la más baja con relación a estudios previos (0.97 ind/ha en bosques en galería de Corrientes a 3.25 ind/ha en islas del río Paraná; Kowalewski y Zunino, 2004; Rumiz, 1990). Estas diferencias pueden deberse a diversos motivos, por un lado, al uso de herramientas de geomática y la escala de trabajo con los datos derivados de sensores remotos utilizados en el presente estudio que posibilitaron un análisis a mayor detalle del cálculo del área de los parches de bosque. Además, en la Estancia Ana María hubo una transformación importante del paisaje debido principalmente a la tala selectiva de quebracho para la extracción de tanino y de otras especies arbóreas lo que generó una importante modificación de la estructura vegetal. Sumado a lo anterior, la estancia se sitúa en un área rural y es frecuentada por cazadores furtivos. En este sentido, un estudio con *A. palliata* en Costa Rica encontró que la antigüedad de los fragmentos habitados por los monos se relaciona positivamente con su densidad; es decir, los parches con mayor densidad son aquellos que tienen más antigüedad sin ser alterados por actividades antrópicas (DeGama-Blanchet y Fedigan, 2006). De todos modos, el tamaño de los grupos de aulladores de la estancia (5.6 individuos) que no difirió, como propusimos en nuestra segunda hipótesis, entre parches de bosque grandes y pequeños, se encuentra dentro del rango hallado en otras poblaciones estudiadas en ambientes similares de Corrientes y Formosa en Argentina (3.9-8.5 ind.: Arditi y Placci, 1990; Dvoskin et al., 2004; Juárez et al., 2005; Rumiz, 1990; Zunino et al., 2007). Si bien desconocemos si los grupos estudiados disminuyeron en tamaño o se mantuvieron estables a lo largo de los años, se ha propuesto que la transformación antrópica de los ambientes naturales, particularmente el aumento de la fragmentación del paisaje, puede afectar negativamente la densidad, el tamaño y la composición de los grupos de distintas especies de aulladores (Chapman y Balcomb,

1998; Clarke et al., 2002; DeGama-Blanchet y Fedigan, 2006; Estrada et al., 2017; Oklander et al., 2010).

La organización social de los grupos de aulladores de la estancia fue predominantemente unimacho, lo cual sigue el patrón hallado en otros ambientes fragmentados del noreste argentino (Rumiz, 1990; Zunino et al., 2007). También encontramos que los parches de bosque más grandes fueron ocupados por varios grupos de aulladores (Goffard et al., 2008; Rumiz, 1990; Zunino et al., 2007). La RIH para la población de la estancia difirió entre parches grandes y pequeños, e incrementa en parches de mayor tamaño, lo que comprueba nuestra segunda hipótesis. Además, la RIH hallada (1.61) es mayor a las registradas en otras poblaciones. Por ejemplo, para la población de *A. caraya* que habita el área del río Riachuelo en Corrientes, Argentina, la RIH promedio fue de 1.19 (rango = 0.82-1.45) y la de RInH de 0.28 (Zunino et al., 2007). Para otras poblaciones de monos aulladores existen algunos estudios al respecto: para *A. palliata* de Hacienda La Pacífica, Costa Rica la RIH poblacional fue de 0.62 (rango = 0.46-0.80) y para un grupo que fue estudiado durante 18 años la RIH fue de 0.78 (rango = 0.22-1.33) (Zucker y Clarke, 2003). Para 4 poblaciones de *A. sara* en Bolivia, la RIH fue de 1.32 (rango = 0-3) siendo mayor en ambientes mejor conservados en comparación a ambientes con disturbio antrópico (1.7 vs. 1.1) (Goffard et al., 2008). Considerando que la población del área del río Riachuelo se mantuvo estable durante el estudio (1982-2003; Zunino et al., 2007), con los valores de RIH y RInH hallados para la estancia, se puede sugerir que la población de estudio se encuentra estable y podría aún estar en crecimiento.

En conclusión, de los atributos del paisaje analizados en el presente trabajo, solo el área de los parches afectó significativamente el uso de éstos por parte de los aulladores como también la RHI de la población de estudio, aunque no afectó el tamaño de los grupos. Los grupos de *A. caraya* ocuparon los parches más irregulares del sitio de estudio que a su vez fueron los más grandes, aunque la forma de los parches no afectó su ocupación. Además, el uso de geotecnologías aplicadas en el presente trabajo constituye los primeros antecedentes en Argentina para evaluar la influencia de los atributos del paisaje en el uso del espacio y en las características demográficas de primates. Estudios de este tipo son necesarios para poder identificar y establecer áreas prioritarias para la conservación de los primates e inclusive considerar la posibilidad de trabajo a largo plazo en poblaciones que habitan en áreas privadas. Además, el uso de estas herramientas y escalas de trabajo demostraron la importancia de sumar estudios similares con especies emparentadas que se encuentran en peligro de extinción.

Agradecimientos

Este estudio constituye el trabajo final de tesina del primer autor para acceder al título de Licenciado en biodiversidad (directora: RP, co-directora: LPZ), y por lo tanto, se agradece a la Facultad de Humanidades y Ciencias de la Universidad Nacional del Litoral, al Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL), al Centro Regional de Geomática (FCyT, UADER), a la familia González propietarios de la estancia y a sus trabajadores, por el apoyo brindado durante la realización del trabajo de campo. Deseamos agradecer especialmente a la editora y a los revisores del manuscrito, A. Estada y J. C. Serio Silva, por sus valiosos aportes y sugerencias.

Referencias

- Aceñolaza, P. G., Zamboni L. P., Rodríguez E., Kalesnik, F., Sione, W. y Serafini, C. (2014). Mapa de cobertura de suelo para el Complejo Fluvio/Litoral del río Paraná (CFLRP) con herramientas de geomática. *Revista Usted y la Geomática*, 8, 39–44. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.udgeo.2014.8.a05>
- Almeida y Silva, A. S., Fortes, V. B. y Voltolini, J. C. (2017). Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruiivo *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos florestais no sudeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 24, 323–331.
- Anzures-Dadda, A. y Manson, R. H. (2007). Patch and landscape scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10, 69–76. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00074.x>
- Arditi, S. I. y Placci, L. G. (1990). Hábitat y densidad de *Aotus azarae* y *Alouatta caraya* en Riacho Pilagá, Formosa. *Boletín Primatológico Latinoamericano*, 2, 29–47.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27, 1079–1096. <https://doi.org/10.1007/s10764-006-9061-0>
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. y Benítez-Malvido, J. (2008). Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, México. *American Journal of Primatology*, 70, 69–77. <https://doi.org/10.1002/ajp.20458>
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A. y Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92, 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Bajaru, S. B., Kulavmode, A. R. y Manakadan, R. (2019). Influence of microhabitat and landscape-scale factors on the richness and occupancy of small mammals in the northern Western Ghats: A multi-species occupancy modeling approach. *Mammalian Biology*, 99, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.10.003>

- Bianchi, A. R. y Cravero, S. A. C. (2010). *Atlas climático digital de la República Argentina*. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Salta, Argentina.
- Cabrera, A. L. (1994). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Tomo II, Buenos Aires: ACME.
- Chapman, C. A. y Balcomb, S. R. (1998). Population characteristics of howlers: Ecological conditions or group history. *International Journal of Primatology*, 19, 385–403. <https://doi.org/10.1023/A:1020352220487>
- Chaves, O. M. y Bicca-Marques, J. C. (2017). Crop feeding by brown howlers (*Alouatta guariba clamitans*) in forest fragments: The conservation value of cultivated species. *International Journal of Primatology*, 38, 263–281. <https://doi.org/10.1007/s10764-016-9927-8>
- Clarke, M. R., Crockett, C. M., Zucker, E. L. y Zaldivar, M. (2002). Mantled howler population of Hacienda La Pacifica, Costa Rica, between 1991 and 1998: Effects of deforestation. *American Journal of Primatology*, 56, 155–163. <https://doi.org/10.1002/ajp.1071>
- Congalton, R. G. y Green, K. (2019). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and Practices*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429052729>
- Cortés-Ortiz, L., Rylands, A. B. y Mittermeier, R. A. (2015). The taxonomy of howler monkeys: Integrating old and new knowledge from morphological and genetic studies. En M. M. Kowalewski, P. A. Garber, L. Cortés-Ortiz, B. Urbani y D. D. Youlatos (Eds.), *Howler monkeys: Adaptive Radiation, Systematics, and Morphology* (pp. 55–84). Developments in Primatology: Progress and Prospects. New York: Springer Science-Business Media. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-1957-4_3
- Cuadra, D. E. (2011). Los recursos madereros. Condiciones socioeconómicas vinculadas con su aprovechamiento en la Provincia del Chaco. *Geográfica Digital*, 8, 1–15. <http://dx.doi.org/10.30972/geo.8152313>
- DeGama-Blanchet, H. N. y Fedigan, L. M. (2006). The effects of forest fragment age, isolation, size, habitat type, and water availability on monkey density in a tropical dry forest. En A. Estrada, P. A. Garber, M. S. M. Pavelka, L. Luecke (Eds.), *New perspectives in the study of mesoamerican primates* (pp. 165–188). Boston, MA: Springer. https://doi.org/10.1007/0-387-25872-8_8
- Di Rienzo, J. A., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2013). InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dvoskin, R., Juárez, C. P. y Fernández-Duque, E. (2004). Population density of black howlers (*Alouatta caraya*) in the gallery forests of the Argentinean Chaco: A preliminary assessment. *Folia Primatologica*, 75, 93. <https://doi.org/10.1159/000076267>
- Eisenberg, J. F. (1979). Habitat, economy and society: Some correlations and hypotheses for the Neotropical primates. En I. S. Bernstein y E.O. Smith (Eds.), *Primate ecology and human origins* (pp. 215–262). New York: Garland STPM Press.
- ESA (European Spatial Agency). (2015). Sentinel 2 Handbook. European Spatial Agency (ESA). ESA Standard Document. Issue 1.2.
- Estrada, A., Garber, P.A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A. y Rovero, F. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3, e1600946. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J. et al. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- FAO. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020-Principales resultados*. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- Fernández-Duque, E., Wallace, R. B. y Rylands, A. B. (2008). *Alouatta caraya*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. www.iucnredlist.org
- Forman, R. T. T. y Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*, New York: John Wiley and Sons Ltd.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A. y Ramos-Fernández, G. (2019). Forest cover and matrix functionality drive the abundance and reproductive success of an endangered primate in two fragmented rainforests. *Landscape Ecology*, 34, 147–158. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0753-6>
- Goffard, D. A., Arroyo-Rodríguez, V. y Aguirre, L. F. (2008). Poblaciones de monos aulladores (*Alouatta sara*) en cuatro sitios de Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 15, 285–295.
- Gökyer, E. (2013). Understanding landscape structure using landscape metrics. En M. Ozyavuz (Ed.), *Advances in landscape architecture* (pp. 663–676). InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/55758>
- Grande, T. O., Alencar, R. M., Ribeiro, P. P. y Melo, F. R. (2020). Fragment shape and size, landscape permeability and fragmentation level as predictors of primate occupancy in a region of Brazilian Cerrado. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 42, e48339-e48339. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v42i1.48339>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D. et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advance*, 1, e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Ibáñez, I., Katz, D. S. W., Peltier, D., Wolf, S. M. y Connor-Barrie, B. T. (2014). Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: The challenge of multiprocess–multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*, 102, 882–895. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12223>
- Juárez, C. P., Dvoskin, R. y Fernández-Duque, E. (2005). Structure and composition of wild black howler troops

- (*Alouatta caraya*) in gallery forests of the Argentinean Chaco. *Neotropical Primates*, 13, 19–23.
- Kowalewski, M. M. y Zunino, G. E. (2004). Birth seasonality in *Alouatta caraya* in Northern Argentina. *International Journal of Primatology*, 25, 383–400. <https://doi.org/10.1023/B:IJOP.0000019158.45628.4a>
- Lindenmayer, D. (2019). Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116, 717–719. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820169116>
- Martínez-Mota, R., Pozo-Montuy, G., Bonilla-Sánchez, Y. M. y Gillespie, T. R. (2018). Effects of anthropogenic stress on the presence of parasites in a threatened population of black howler monkeys (*Alouatta pigra*). *Therya*, 9, 161–169. <https://doi.org/10.12933/therya-18-572>
- Mbora, D. N. y McPeck M. A. (2009). Host density and human activities mediate increased parasite prevalence and richness in primates threatened by habitat loss and fragmentation. *Journal of Animal Ecology*, 78, 210–218. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01481.x>
- Mekonnen, A., Fashing, P. J., Bekele, A., Hernández-Aguilar, R. A., Ruenes, E. K., Nguyen, N. et al. (2017). Impacts of habitat loss and fragmentation on the activity budget, ranging ecology and habitat use of Bale monkeys (*Chlorocebus djambjambensis*) in the southern Ethiopian Highlands. *American Journal of Primatology*, 79, e22644. <https://doi.org/10.1002/ajp.22644>
- Oklander, L. I., Kowalewski, M. M. y Corach, D. (2010). Genetic consequences of habitat fragmentation in black-and-gold howler (*Alouatta caraya*) populations from northern Argentina. *International Journal of Primatology*, 31, 813–832. <https://doi.org/10.1007/s10764-010-9430-6>
- Oklander, L. I., Kowalewski, M. M., Peker, S., Pavé, R., Agostini, I., Holzmann, I. et al. (2019). *Alouatta caraya*. 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>
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J. C., Chapman, C. A., y Bonilla-Sánchez, Y. M. (2013). Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: Evidence of supplementation in black howlers (*Alouatta pigra*). *International Journal of Primatology*, 34, 714–731. <https://doi.org/10.1007/s10764-013-9691-y>
- Puig-Lagunés, A. A., Canales-Espinosa, D., Rangel-Negrín, A. y Dias, P. A. (2016). The influence of spatial attributes on fragment occupancy and population structure in the Mexican mantled howler (*Alouatta palliata mexicana*). *International Journal of Primatology*, 37, 656–670. <https://doi.org/10.1007/s10764-016-9930-0>
- R Development Core Team. (2013). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Rumiz, D. I. (1990). *Alouatta caraya*: Population density and demography in northern Argentina. *American Journal of Primatology*, 21, 279–294.
- UMSEF (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal). (2019). *Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina*. Buenos Aires: Dirección de Bosques, SAyDS.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. 3ra Edición. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall.
- Zucker, E. L. y Clarke, M. R. (2003). Longitudinal assessment of immature-to-adult ratios in two groups of Costa Rican *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 24, 87–101. <https://doi.org/10.1023/A:1021498529202>
- Zunino, G. E., Kowalewski, M. M., Oklander, L. I. y González, V. (2007). Habitat fragmentation and population size of the black and gold howler monkey (*Alouatta caraya*) in a semideciduous forest in northern Argentina. *American Journal of Primatology*, 69, 966–975. <https://doi.org/10.1002/ajp.20389>