

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“MAMÍFEROS TERRESTRES DE LAS ÁREAS NATURALES
PROTEGIDAS DEL BIOMA SEMIÁRIDO DE LA CAATINGA DEL
BRASIL: RESPUESTAS A LA ESTRUCTURA Y CALIDAD DEL
HABITAT”**

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

BIÓLOGO

Presentada por:

SAMUEL ENRIQUE ASTETE PEREZ

LIMA – PERÚ

2020

**La UNALM es titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24 – Reglamento de Propiedad Intelectual)**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“MAMÍFEROS TERRESTRES DE LAS ÁREAS NATURALES
PROTEGIDAS DEL BIOMA SEMIÁRIDO DE LA CAATINGA DEL
BRASIL: RESPUESTAS A LA ESTRUCTURA Y CALIDAD DEL
HABITAT”**

Presentada por:

SAMUEL ENRIQUE ASTETE PEREZ

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dra. Marta Williams León de Castro
PRESIDENTE

Mg. Sc. Germán Arellano Antonio Cruz
MIEMBRO

Mg. Sc. Pedro Gonzalo Vásquez Ruesta
MIEMBRO

Maest.Cs. Juan Jesus Torres Guevara
ASESOR

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	v
ABSTRACT.....	vi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.2 JUSTIFICACION DE LA INVESTIGACIÓN.....	3
1.3. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN.....	4
1.3.1 OBJETIVO GENERAL.....	4
1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
II. REVISIÓN DE LA LITERATURA.....	5
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
3.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	10
3.2 TRAMPAS FOTOGRÁFICAS	17
3.3 ANÁLISIS DE LOS DATOS.....	18
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	23
4.1. RESULTADOS.....	23
4.2. DISCUSIÓN.....	31
V. CONCLUSIONES.....	37
VI. RECOMENDACIONES.....	38
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	39

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 01. Mamíferos de medio y grande porte registrados en el Parque Nacional Serra da Capivara, Brasil.....	23
Tabla 02. Resultado del análisis de selección de modelos entre la riqueza estimada (Sext) y las covariables ambientales.....	27
Tabla 03 Diversidad Funcional de Carnivora por Distancia de Poblados y Altura.....	28

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Regiones secas en el mundo. Fuente: Beck et al. (2018).....	7
Fig. 2. Regiones semiáridas en el mundo. Fuente: Beck et al. (2018).....	7
Fig. 3. Localización del Parque Nacional Serra da Capivara.....	12
Fig. 4. Precipitación total anual en el período 1910-2004, para el municipio de São Raimundo Nonato, Piauí, Brasil. Fuente: Tenenbaum (2005).....	12
Fig. 5. Topografía del Parque Nacional Serra da Capivara (curvas de nivel) y puntos de muestreo con trampas fotográficas. Fuente: Astete (2012).....	13
Fig. 6. Diferentes vegetaciones del Parque Nacional Serra da Capivara y puntos de agua artificial. Fuente: Astete (2008).....	14
Fig. 7. Región de cañones al sur del Parque Nacional Serra da Capivara.....	14
Fig. 8. Vegetación típica en la región montañosa del Parque Nacional Serra da Capivara. Fuente: Astete (2008).....	15
Fig. 9. Vegetación típica del Parque Nacional Serra da Capivara en la temporada de lluvias. Fuente: Astete (2008).....	15
Fig. 10. Vegetación típica del Parque Nacional Serra da Capivara en la temporada seca. Fuente: Astete (2008).....	16
Fig. 11. Jaguar (<i>Panthera onca</i>) bebiendo en una de las fuentes de agua artificiales del Parque Nacional Serra da Capivara. Fuente: Astete (2008).....	16
Fig. 12. Matriz de colinealidad entre las covariables escogidas para el Parque Nacional Serra da Capivara.....	25
Fig. 13. Asíntota de la curva de acumulación de especies atingida en el Parque Nacional Serra da Capivara.....	26
Fig. 14. Curva de rarefacción de las especies (Sext) de mamíferos de medio y grande	

porte en el Parque Nacional Serra da Capivara.....	26
Fig. 15. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnivora y la covariable Altitud.....	29
Fig. 16. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnivora y la covariable Distancia de Poblados.....	30
Fig. 17. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnivora y la combinación de las covariables Altitud y Distancia de Poblados.....	30

RESUMEN

En el presente estudio fue estudiada la riqueza y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos de medio y grande porte en el Parque Nacional Serra da Capivara, localizado en el bioma semiárido de la Caatinga del noreste de Brasil. Con el uso de datos provenientes de muestreos con trampas fotográficas entre 2009 y 2011 se colectaron datos sobre la ocurrencia de mamíferos de medio y grande porte en la unidad de conservación de este bioma, y mediante la adición de covariables geográficas se buscaron relaciones entre estas y la riqueza y diversidad funcional. Se encontró una correlación positiva entre la diversidad funcional de los mamíferos carnívoros del Parque Nacional Serra da Capivara y las covariables “Distancia a Centros Poblados” y “Altitud” (R^2 ajustado= 0.1927; $F=7.565$; $p=0.0014$; Simulaciones=1000), y este padrón siguió el modelo: ($DF_{carnivora}= 0.329*Distancia\ de\ Poblado + 0.324*Altitud$). Esta relación podría explicarse por las condiciones ambientales extremas en el Parque para esas especies, forzando a buscar regiones altas en las cuales termorregular durante los momentos más calientes, así como la fuerte presión de caza que sufren en la región.

Palabras clave: Caatinga, Mamíferos, Brasil, Diversidad Funcional, semiárido

ABSTRACT

In the present study, the richness and functional diversity of the medium and large-sized mammal community in the Serra da Capivara National Park were studied; the unit is located in the semi-arid biome of the Caatinga of northeastern Brazil. With the use of camera-traps surveys between 2009 and 2011 data was gathered on the occurrence of medium and large mammals in this conservation unit, and through the addition of geographic covariates, relationships between these and the richness and functional diversity in the conservation units were sought. A positive correlation was found between the functional diversity of the carnivores and the covariates “Distance to Towns” and “Altitude” (adjusted $R^2 = 0.1927$; $F = 7.565$; $p = 0.0014$; Simulations = 1000), and this pattern followed the model: ($FD_{carnivora} = 0.329 * \text{Distance to Towns} + 0.324 * \text{Altitude}$). This relationship could be explained by the extreme environmental conditions that this biome represents for these species, forcing them to search for higher regions where they can thermoregulate during the extreme high temperatures, as well as the strong poaching in the region.

Keywords: Caatinga, Mammals, Brazil, Functional Diversity, semi-arid

I. INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

El explosivo crecimiento de la población humana ha provocado la degradación, fragmentación y eventual destrucción de las zonas naturales, lo que ha llevado a un aumento progresivo de los conflictos entre seres humanos y animales silvestres. Actualmente una cuarta parte de las especies de mamíferos está en peligro de extinción (Schipper *et al.*, 2008). Debido a sus necesidades ecológicas coincidentes con las del ser humano (áreas extensas y amplia base de recursos), los mamíferos de medio y gran porte, especialmente los carnívoros, han sido vistos por los humanos como potenciales competidores (Treves & Karanth, 2003) y su persistencia en una determinada región tiende a disminuir a medida que las poblaciones humanas crecen (Woodroffe, 2000). Esta situación los viene dejando cada vez más restringidos a Unidades de Conservación (Silveira *et al.*, 2006), dentro de las cuales la viabilidad de sus poblaciones a largo plazo todavía es desconocida. Las áreas protegidas para la conservación son comúnmente planificadas de acuerdo a criterios económicos o políticos, resultando en un sistema de reservas que a menudo no representa adecuadamente los objetivos más importantes de la protección de la biodiversidad (Pressey, 1994; Rodrigues *et al.*, 2004).

En un escenario de cambio climático, se espera que las especies se comporten de manera diferente, sufriendo cambios en su distribución geográfica (Hannah *et al.*, 2007; Virkkala *et al.*, 2008). Estos cambios en la distribución, sin embargo, no siempre son posibles, y para evaluar cómo las especies tendrán éxito en la adaptación al cambio climático, es necesario que tomar en cuenta las diferentes capacidades de dispersión de las especies, los efectos del cambio de uso de la tierra y la sinergia entre otros factores antropogénicos (Sala *et al.*, 2000, Jetz *et al.*, 2007, Lindenmayer *et al.*, 2010).

Por lo tanto, es muy importante comprender cómo la biodiversidad, especialmente los taxones de interés para la conservación, responde a los impactos antrópicos en una de las regiones consideradas como *hotspot* para la conservación de la biodiversidad de la tierra. Los mamíferos terrestres de medio y grande porte se pueden usar como taxones de indicadores ecológicos, debido a que su respuesta a los patrones de deforestación y degradación de los ambientes en los que viven es altamente idiosincrática (Wiens et al. 1993), principalmente debido a que su ecología y patrones de uso del hábitat son altamente diversos.

El bioma semiárido de la Caatinga es el único bioma endémico en Brasil y ocupa aproximadamente 800.000 km² aproximadamente (IBGE, 2004). La situación de conservación de la Caatinga refleja la poca atención conservacionista por parte de ese país a este bioma. Las cerca de 40 unidades de conservación existentes en la región de Caatinga corresponden al 7,1 por ciento de su superficie total. Sin embargo, sólo el 1,21 por ciento de la Caatinga está contenida en unidades de conservación integral. Ningún otro bioma brasileño posee tan pocas unidades de protección integral (Capobianco, 2002; MMA, 2005).

Este trabajo tiene como foco evaluar las respuestas de los mamíferos terrestres a la estructura y calidad del hábitat en dos áreas naturales protegidas del bioma semiárido de la Caatinga del Brasil: el Parque Nacional Serra da Capivara y el Parque Nacional Serra das Confusões, ubicados en el sur del estado de Piauí. El Parque Nacional Serra da Capivara, una unidad que cuenta con un eficiente sistema de vigilancia, viene aplicando desde 1994 un modelo de manejo de agua única en el país y en América (SMAPR, 1994, FUMDHAM, 1998) y del cual hasta el momento no existen trabajos referentes a sus resultados en la mastofauna. Ambos Parques contienen formaciones montañosas, escasas en la Caatinga. Mediante el uso de trampas fotográficas y la evaluación y comparación de la riqueza y la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos bajo diferentes modelos, este trabajo pretende conocer como la comunidad de mamíferos de medio y grande porte es influenciada por elementos del paisaje (como el relieve montañoso), el sistema de manejo de agua y el grado de protección de las unidades de conservación.

1.2 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

En la actualidad, se vive un momento de gran incertidumbre climática, unido a una mayor actividad e influencia humana en los ambientes naturales. Estos impactos antropogénicos limitan a las especies silvestres cada vez más a áreas protegidas y limitan su capacidad de dispersión por causa de la modificación del hábitat entre estas áreas, aislándolas. Esto es algo que para muchas especies podría inviabilizar su persistencia a largo plazo. Los cortos recursos financieros en los gobiernos, especialmente en aquellos países biológicamente megadiversos –que en su mayor parte son países en vías de desarrollo–, el limitado presupuesto en las agencias y ONGs conservacionistas, decurrentes del momento de crisis financiera actual, llaman a encontrar soluciones creativas y económicas para ejecutar las políticas de conservación.

Precisamente, una de estas medidas es la de encontrar especies, grupos de especies o procesos ecológicos que permitan realizar algún tipo de “inferencia” sobre la realidad del conjunto del ecosistema. Este tipo de visión puede ayudar enormemente a realizar ciertas “extrapolaciones” en toda la comunidad, sobre su estado de conservación y respuestas frente a impactos humanos, que economicen tiempo, personal y recursos valiosos para los gobiernos, agencias y organismos interesados. Debido a sus necesidades ecológicas (grandes áreas con adecuada calidad ambiental) e inclusive por ser competidores directos con los humanos por espacio y recursos, los mamíferos de medio y grande porte son cada vez más considerados para llenar el espacio faltante en ese enfoque y llegar a ser considerados como “especies indicadoras” (Niemi y McDonald, 2004).

Existen diferentes medidas para evaluar la situación de un ecosistema, entre ellas la riqueza de especies, indicadora de la biodiversidad. Entendiendo que la pérdida de biodiversidad amenaza potencialmente los procesos y servicios del ecosistema (Díaz y Cabido, 2001), comprender la relación entre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema ha sido uno de los temas ecológicos centrales (Tilman et al., 1997; Hillebrand y Matthiessen, 2009). A pesar que para medir la biodiversidad generalmente se considera la riqueza de especies (Tilman et al., 1997; Mayfield et al., 2010), existen estudios que muestran que no siempre hay una relación clara entre la riqueza de especies y la productividad de sitios o regiones (Adler et al., 2011). Es así que recientemente el concepto

de “Diversidad Funcional” (Petchey y Gastón, 2006) está siendo utilizado como alternativa para evaluar al ecosistema.

Con procesos de cambio climático cada vez más aguzados, las zonas semiáridas son de extrema importancia, precisamente por su tendencia a aridecerse con el calentamiento global, lo que es un dato de primera mano para comprender como las diferentes especies y comunidades podrían reaccionar en otros ambientes. En gran parte olvidados, y poblados comúnmente por comunidades pobres y rurales, el estudio de su flora y fauna en estos ambientes viene siendo relegado en favorecimiento de otras comunidades más exuberantes. Precisamente por esa falta de estudios en estos ambientes y los efectos inmediatos que el cambio climático ejerce en ellos, es que deberían ser una prioridad para esfuerzos de conservación.

1.3 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.3.1 OBJETIVO GENERAL

Este estudio pretende evaluar cuantitativamente el uso del paisaje en un parque nacional de la Caatinga del Brasil por toda la comunidad de mamíferos de medio y grande porte y relacionar la riqueza, la diversidad funcional y los patrones de composición de la comunidad al contexto paisajístico.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Realizar una lista de ocurrencia de especies de mamíferos de medio y grande porte.
- b) Elaborar un modelo que permita obtener un indicador de la diversidad funcional de mamíferos de medio y grande porte y de los carnívoros.
- c) Determinar los efectos de las variables de paisaje en la riqueza observada y extrapolada, colectando variables relevantes y verificando la ausencia de correlación entre estas.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

Realizar el monitoreo de la biodiversidad en las Unidades de Conservación en la Caatinga o en cualquier otro bioma demanda un gran esfuerzo a largo plazo, lo que significa una gran inversión en tiempo, recursos financieros y humanos. Países biológicamente megadiversos y con un complejo Sistema de Unidades de Conservación como Brasil necesitan encontrar soluciones o "atajos" que permitan una evaluación precisa de la biodiversidad en un período razonable de tiempo. Estos atajos, como la vigilancia sólo a algunas especies, también llamadas de "especies indicadoras" representan rutas alternativas rápidas para llevar a cabo estas evaluaciones (Moreno et al., 2007). El concepto de "especies indicadoras" se utiliza para referirse al uso de una o más especies que "indican" la condición o la respuesta al estrés que puede estar siendo aplicado a otras especies con requerimientos ecológicos semejantes (Díaz y Cabido, 2001).

Los mamíferos terrestres de medio y grande, definidos como aquellos con una biomasa mayor a 2Kg (Bennett, 1990; Eisenberg y Redford, 1999) porte cumplen las características mencionadas anteriormente para ser considerados como "especies indicadoras". Estos incluyen un amplio y variado grupo de especies de cuerpo pequeño a grande con densidades de población variables, formando varios gremios tróficos desde herbívoros hasta carnívoros, especies que utilizan áreas de vida de pequeñas a muy grandes, y un perfil socio ecológico diverso, que va desde especies solitarias hasta especies que viven en grandes grupos (Eisenberg y Thorington Jr. 1973). La tolerancia ecológica a los usos antropogénicos de la tierra también es muy variable, ya que algunas especies pueden aventurarse libremente en la matriz modificada de hábitat abierto, mientras que otras son especialistas y ecológicamente más exigentes, evitando las áreas altamente degradadas (Parry et al. 2007). Esta diversidad ecológica y comportamental probablemente refleja las respuestas de las especies a la pérdida de hábitat, y efectos dominantes sobre las funciones del ecosistema mediadas por estas especies, que van desde la dispersión de semillas hasta los controles descendentes ("top-down") de las poblaciones de presas (Ahumada et al. 2011; Pavoine y Bonsall 2011). Las estrategias que tienen como objetivo preservar las poblaciones de mamíferos viables son, por lo tanto, una prioridad para el medio ambiente.

El concepto de diversidad funcional tiene aún varias definiciones, entre ellas “el número, tipo y distribución de funciones realizadas por organismos dentro de un ecosistema (Díaz y Cabido, 2001), o “el valor, rango o abundancia relativa de rasgos de los organismos en una comunidad” (Díaz et al., 2006), o también “el rango y los valores de los rasgos de la biodiversidad que influyen en cómo opera un ecosistema” (Tilman, 2001), entre otras. Song et al., (2014) explican que los conceptos de diversidad funcional pueden ser resumidos en dos categorías: la primera es la que trata a los organismos como una unidad, y hace énfasis en la cantidad y propiedades de los organismos, como la diversidad o grupos funcionales; y la segunda considera el rasgo como una unidad, y enfatiza el rango y la distribución de rasgos, como la diversidad de rasgos funcionales (Hillebrand y Matthiessen, 2009; Schleuter et al., 2010). Una consecuencia de la definición de Tilman (2001) es que “medir la diversidad funcional está relacionado con la medición de rasgos funcionales, donde los rasgos funcionales son componentes del fenotipo de un organismo que influye en los procesos a nivel de ecosistema” (Song et al., 2014). Así, una de las características de la diversidad funcional es que ella puede responder preguntas sobre la determinación de los procesos a nivel de ecosistema (Chapin et al., 2000; Díaz y Cabido, 2001; Tilman, 2001) y es un concepto que une especies y ecosistemas a través de la complementariedad y facilitación del uso de recursos. Por lo tanto, también puede ser una herramienta para predecir las consecuencias funcionales del cambio biótico causado por los humanos (Chapin et al., 2000; Loreau et al., 2002), lo que representa una importante herramienta para fines de conservación. Una ventaja de los estudios de diversidad funcional es que estos pueden ser realizados con información actualmente disponible y sin necesidad de realizar estudios *ex profeso* para su medición; es posible utilizar combinaciones de datos de campo ya colectados y de datos de bibliografía para calcular la diversidad funcional en diferentes lugares y realizar estudios comparativos inclusive a nivel global (Ahumada et al., 2011).

Las áreas secas se definen como áreas en las cuales no existe agua para plantas mesofíticas por largos períodos. Estas se extienden por aproximadamente un 35 por ciento de la superficie terrestre. Basadas en diferentes criterios (climáticos o no climáticos), estas se pueden encajar en hiperáridas, áridas, semiáridas, o áreas secas sub-húmedas (Verhey 2009). La mayor extensión de estas se localiza en África, el Medio Oriente y Australia, con áreas comparativamente menores en Norteamérica y Sudamérica (Fig 1). En Sudamérica, las áreas secas se encuentran en la faja costera de Perú y Chile, además del territorio interior este del continente, en la pampa del Gran Chaco, que se extiende al sudoeste en la Patagonia,

Argentina. Dentro de las regiones semiáridas (diferente de las regiones desérticas), la Caatinga es una de las más representativas del continente (Fig 2).

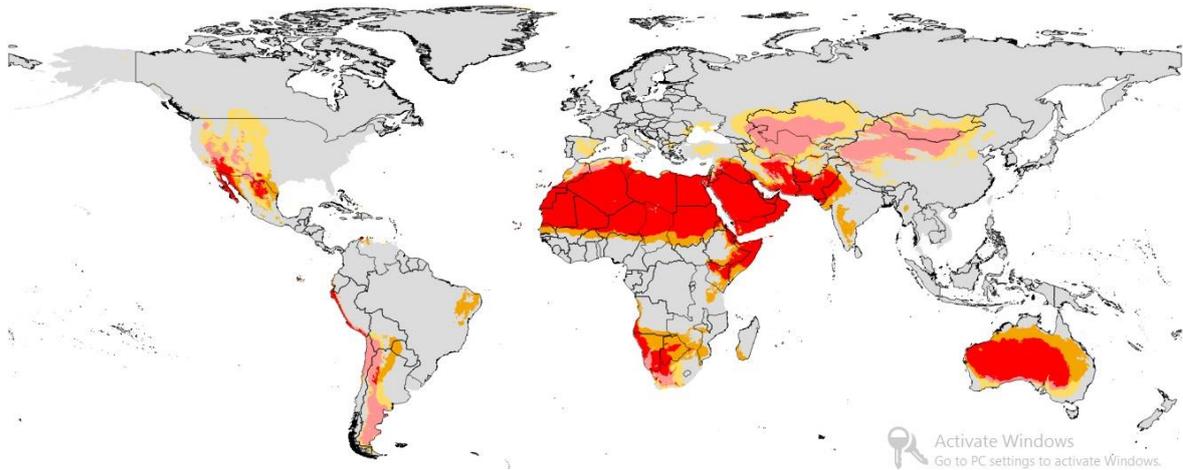


Fig 1. Regiones secas en el mundo. Fuente: Beck et al. (2018)

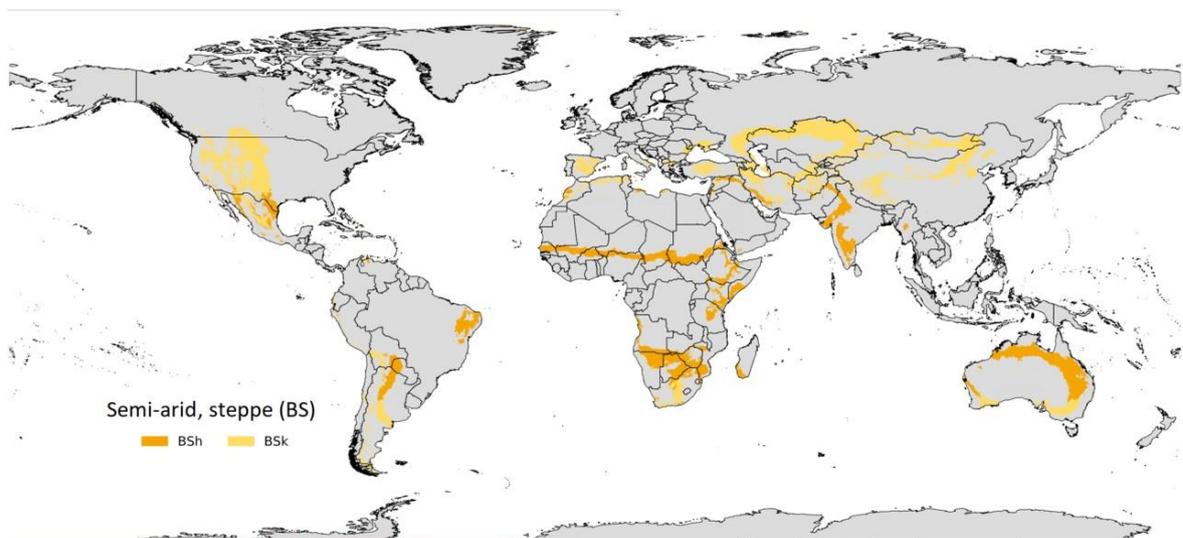


Fig 2. Regiones semiáridas en el mundo. Fuente: Beck et al. (2018)

La Caatinga ocupa un área de aproximadamente 844,453 kilómetros cuadrados, lo que equivale al 11 por ciento del territorio del Brasil. Incluye los estados de Alagoas, Bahía, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Río Grande del Norte, Piauí, Sergipe y el norte de Minas Gerais. El bioma de la Caatinga, localizado en el noreste de Brasil, alberga la mayor y más continua extensión de bosque estacionalmente seco en el nuevo mundo (*Seasonally Dry Tropical Forest and Woodland - SDTFW*). La Caatinga es el área SDTFW con la mayor riqueza vegetal del mundo, con 3510 especies distribuidas en 930 géneros y 152 familias de plantas con flores, de las cuales 23 por ciento de las especies y 31 de los géneros son

endémicos de este bioma (Silva et al., 2017). Rico en biodiversidad, el bioma alberga 178 especies de mamíferos, 591 aves, 177 reptiles, 79 especies de anfibios, 241 peces y 221 abejas (MMA, 2005). Es un bioma endémico del Brasil, es decir, ocurre solamente dentro de este país. Alrededor de 28 millones de personas viven en la región, la mayoría de ellos pobres y dependientes de los recursos del bioma para sobrevivir. A pesar de su importancia, el bioma se ha deforestado rápidamente, especialmente en los últimos años, principalmente debido al consumo de leña nativa ilegal e insosteniblemente explotada para fines domésticos e industriales, el pastoreo excesivo y la conversión en pastos y agricultura. La deforestación alcanza actualmente el 46 por ciento del área de este bioma (MMA, 2005). Las Unidades de Conservación en la Caatinga ocupan un aproximado de 7.5 por ciento de su área total, no obstante, solamente un poco más del 1 por ciento de la Caatinga se encuentra protegida por unidades de protección integral.

El mundo enfrenta impactos crecientes causados por la actividad humana, que apuntan hacia cambios climáticos globales sin precedentes. Algunos de los ambientes más sensibles a estos cambios son justamente los ecosistemas áridos y semiáridos. Las regiones secas (como la Caatinga del Brasil) ocupan el 41 por ciento de la superficie de los continentes y comporta cerca de un tercio de la población mundo. Estas regiones son aparentemente las más vulnerables a los efectos de la calefacción mundial, mientras que entre el 10-20 por ciento de sus áreas ya están degradadas, siendo la desertificación la más grande de las amenazas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En estos los hábitats, el cambio en la disponibilidad de agua puede tener un efecto devastador e irreversible sobre la biodiversidad. El manejo del recurso agua ha sido propuesto como alternativa para mitigar los efectos de la desertificación y restaurar la capacidad del sistema de proporcionar servicios ambientales (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En África, para evitar estos efectos dentro de áreas de protección, la gestión del agua se está aplicando como una forma de recuperar la fauna, particularmente en el caso de los mamíferos (Pienaar 1985, Glaylard et al., 2003). Existe un bajo endemismo y ausencia de adaptaciones fisiológicas de los mamíferos a las condiciones áridas de la Caatinga (Mares et al., 1985). Por lo tanto, para plantear cuestiones importantes de conservación, es necesario entender como los mismos mamíferos que también ocurren en otros ambientes lidian con las condiciones de este severo bioma y qué componentes del paisaje seleccionan (por ejemplo, topografía, posición de los ecosistemas naturales o antropogénicos, etc).

Las trampas fotográficas se vienen estableciendo como una de las metodologías más eficaces para el estudio de los carnívoros y sus presas (Kucera y Barrett, 2011). A pesar de su alto costo inicial, las trampas fotográficas vienen siendo preferidas en relación a otras metodologías tradicionales, como el reconocimiento y cuantificación de rastros o avistamientos y censos para realizar evaluaciones rápidas de la fauna para fines de conservación (Silveira et al., 2003). Esto se debe a la versatilidad y eficiencia de las trampas fotográficas para la obtención de datos sobre la presencia / ocurrencia de especies de difícil observación en la naturaleza. Adicional a la gran y aún creciente variedad de análisis posibles de ser realizadas con los datos recolectados, el uso de las trampas fotográficas permite investigar la abundancia / densidad de especies y sus dinámicas poblacionales así como modelar sus probabilidades de uso y ocupación de las áreas y hábitats (O'Connell et al., 2011).

Estudios recientes indican que algunas especies de mamíferos de la Caatinga, especialmente los predadores, poseen asociaciones con ciertas características del paisaje, como gradientes de altura (Morato et al., 2014, Astete et al. 2017, Penido et al., 2017) que en algunos casos les estaría permitiendo termorregular en horarios calientes del día. Otros trabajos también encontraron una relación de algunos miembros de la mastofauna con la política de agua manejada en el Parque Nacional da Serra da Capivara (Wolff, 2000), a pesar que los resultados no fueron concluyentes ni todos los miembros de la comunidad de medios y grandes mamíferos fue evaluada. En el caso de los predadores, como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*), ha sido encontrado que la presencia de agua ayuda a mejorar su adecuabilidad de hábitat en el bioma de la Caatinga (Astete et al., 2016). Ya para el pequeño gato-do-mato (*Leopardus pardalis*) se encontró una asociación entre su ocupación a una mayor cobertura forestal y a una mayor distancia a asentamientos humanos (Marinho et al., 2018).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La Caatinga en la región del estado de Piauí donde fue llevado a cabo este estudio se caracteriza por poseer una vegetación casi impenetrable, formada por arbustos débiles, pero extramente ramificados, con ramas cortas y duras, con aspecto de espinas. El troco de los árboles es liso, las hojas finas y pequeñas y el follaje es leve. No existe vegetación herbácea salvo en la época de lluvias; es una región arbustiva de donde emergen algunos árboles de pequeño porte de siete a ocho metros de altura, y hay abundancia de vegetación espinosa así como plantas suculentas (Fumdhm, 1998). En la región entre los municipios de São Raimundo Nonato y Floriano el suelo es arenoso y cubre los arenitos del altiplano, lloviendo aproximadamente 1250 mm por año en Floriano y 750mm en São Raimundo Nonato. En esta región de Caatinga la estación seca es larga, durando de Mayo hasta Diciembre (Fumdhm, 1998). Desde el mes de Julio la vegetación comienza a secarse, las hojas caen y los troncos adquieren una tonalidad grisácea. Es de ahí donde proviene el término “*Caatinga*” que en la lengua tupi significa “bosque blanco”

El Parque Nacional de la Serra da Capivara se encuentra en el sur del estado de Piauí, entre los municipios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí y Coronel José Dias (Fig. 3). El Parque se encuentra definido entre las coordenadas 08°26'50" y 08°54'23" de latitud sur, y entre las coordenadas 42°19'47" y 42°45'5" de longitud oeste (SMAPR, 1994). El Parque tiene una extensión de 129,953 hectáreas y una temperatura media anual de 28° C, con el extremo más frío en el mes de junio (temperatura mínima 12° C) y el más cálido en octubre y noviembre, al inicio de la época de las lluvias, con temperaturas máximas hasta 50° C (Fumdhm, 1998, Figueiredo y Puccioni, 2006). La estación lluviosa se extiende generalmente de octubre a mitad de abril, con lluvias de corta duración y extremadamente localizadas, con una precipitación media anual de 678.2 mm, siendo que una sola de ellas en una región puede abarcar buena parte de la precipitación anual. Un estudio histórico de 96 años de registro del clima del municipio de São Raimundo Nonato (de 1903 a 2004)

muestra que entre 1972 y 1980 se presentó una mayor irregularidad en las lluvias y en el año de 2001 hubo la menor precipitación con 130,2 mm (Tenenbaum, 2005) (Fig 4). La precipitación durante los años de este estudio fue de 873mm en 2009 y 633mm en 2010 (INMET, 2020). El clima de la región del PNSC está caracterizado por una probabilidad superior al 75 por ciento de precipitaciones inferiores a 900 mm, y menos de 3 meses con precipitaciones superiores a la evapotranspiración potencial media anual de 1,464.4 mm. Esto sitúa a la región del Parque en el límite del árido y el semiárido (Fumdhm, 1998). La topografía del Parque consiste en su mayor parte en un muro disecado por una serie de valles y cañones y rodeado de acantilados de 50 a 200 m de altitud, ubicados en su mayor parte cerca de los límites sur de la unidad (Fig. 5). Con ocho tipologías vegetales registradas, el Parque está cubierto en su mayor parte por una vegetación arbustiva-arbórea de 6-10m en la meseta central (Emperaire, 1984). El Parque no posee un curso de agua permanente y desde 1994 está bajo un manejo artificial de agua que consiste en un sistema de puntos de distribución del líquido a lo largo de su área (Fumdhm, 1998) (Fig. 6). Estos puntos se concentran en la región sur, norte y, en menor medida, en la región oriental del Parque. Este sistema de manejo de agua es único en América Latina, tanto en tiempo vigente como en escala.

El Parque posee aproximadamente 1000 especies vegetales registradas, con más de 600 catalogadas (Fumdhm, 1998). Entre los árboles, los más representativos son los de la familia *Euphorbiaceae* (p.e. maniçoba *Manihot caeurulescens*), *Leguminosae* (p.e. jatobá *Hymenaea cangaceira*), y *Bignonaceae* (p.e. pau d'arco *Handroanthus serratifolius*). Entre las cactáceas, las más representativas son el mandacaru (*Cereus jamacaru*), el xique-xique (*Cephalocereus gounellei*) o la cabeza de monje (*Melocactus bahiensis*) (Fumdhm, 1998). A los pies de los montes del Parque se encuentra una Caatinga alta compuesta mayormente de angicos (*Anadenanthera colubrina*), una especie maderable, y en sur, en las regiones de planicie la vegetación es más abierta producto de la ocupación histórica de los humanos en la región, con especies representativas como el árbol frutal umbuzeiro (*Spondias tuberosa*) y el juazeiro (*Ziziphus juazeiro*), especie pernifolia. La fauna del Parque Nacional Serra da Capivara registra 33 especies de mamíferos no voladores, 24 de murciélagos, 208 especies de aves, 19 de lagartos, 17 especies de serpientes y 17 de ranas y sapos (Fumdhm, 1998). Imágenes de la vegetación del Parque Nacional Serra da Capivara y las fuentes de agua pueden encontrarse en la Figs. 7-11.



Fig. 3. Localización del Parque Nacional Serra da Capivara.

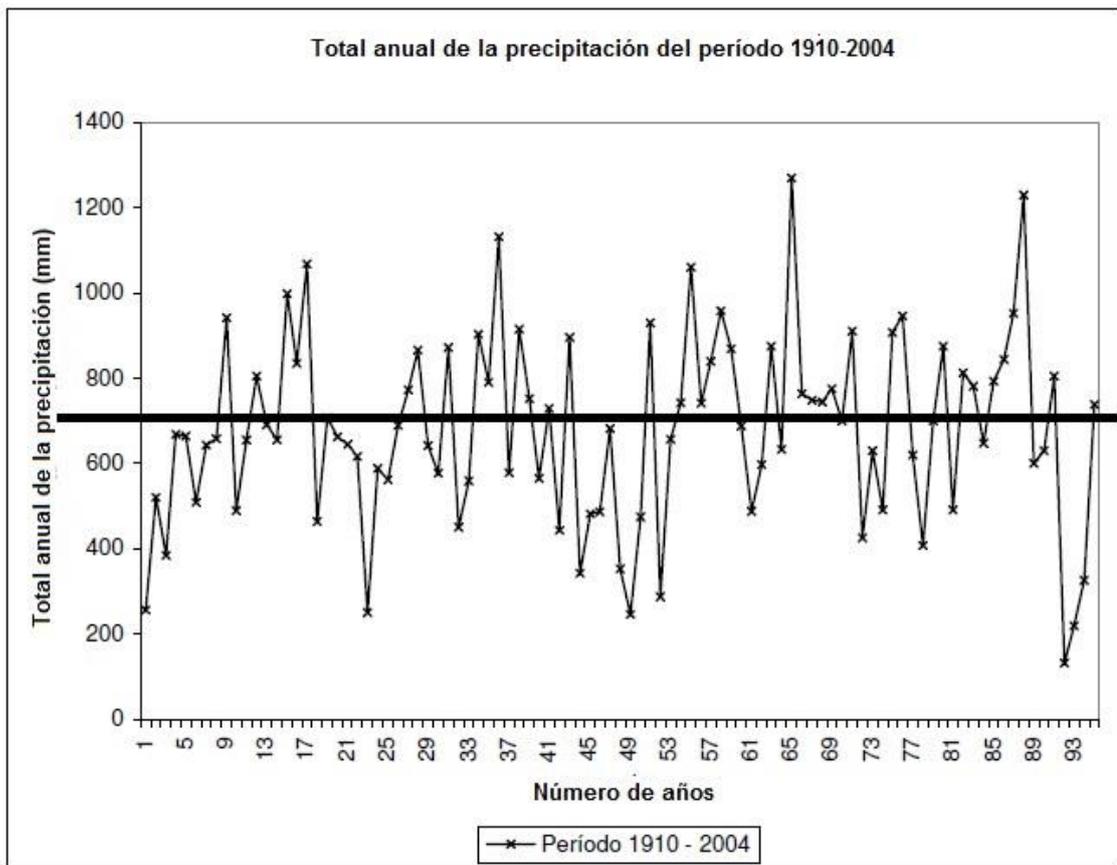
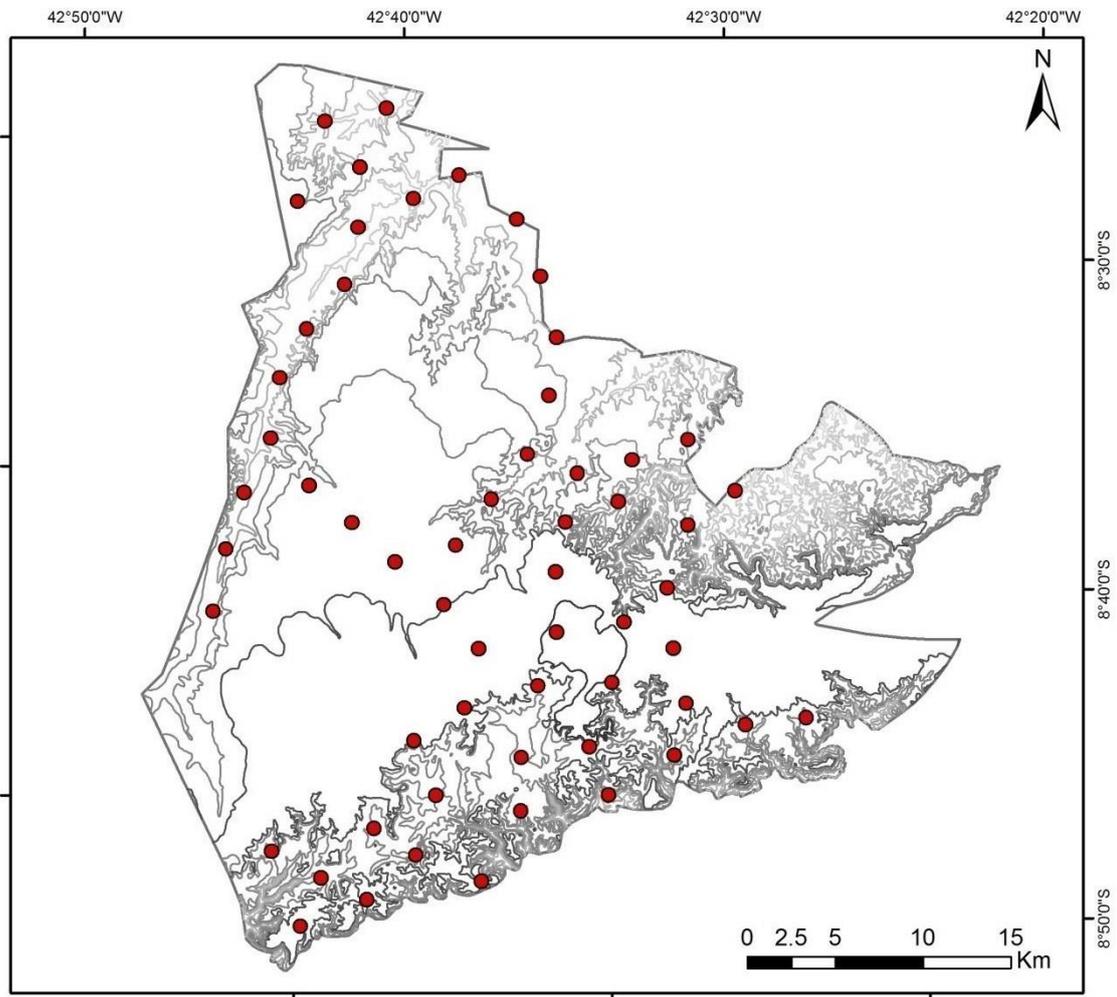


Fig. 4. Precipitación total anual en el período 1910-2004, para el municipio de São Raimundo Nonato, Piauí, Brasil. Fuente: Tenenbaum (2005).



Leyenda

- | | | |
|------------------------|--------|----------------------------|
| Curvas de nivel | — 480m | ● Camaras 2009-2011 |
| — 320m | — 520m | |
| — 360m | — 560m | |
| — 400m | — 600m | |
| — 440m | | |

Fig. 5. Topografía del Parque Nacional Serra da Capivara (curvas de nivel) y puntos de muestreo con trampas fotográficas. Fuente: Astete (2012).

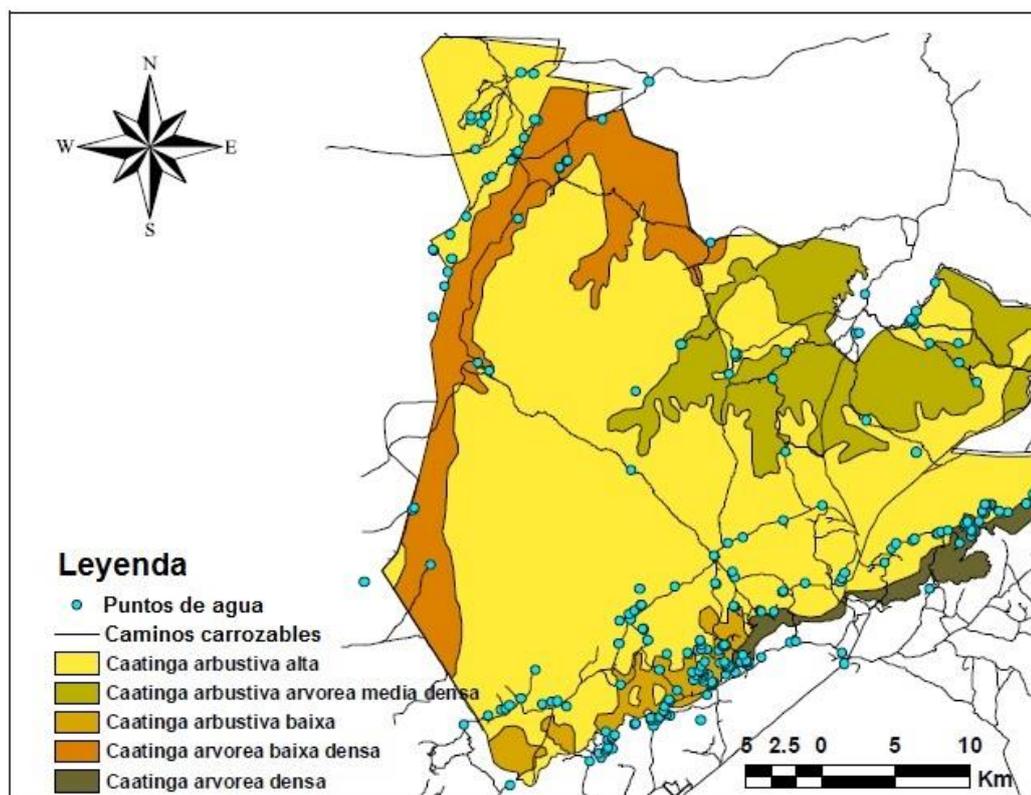


Fig. 6. Diferentes vegetaciones del Parque Nacional Serra da Capivara y puntos de agua artificial.

Fuente: Astete (2008).



Fig. 7. Región de cañones al sur del Parque Nacional Serra da Capivara. Fuente: Astete (2008)



Fig 8. Vegetación típica en la región montañosa del Parque Nacional Serra da Capivara. Fuente: Astete (2008)



Fig 9. Vegetación típica del Parque Nacional Serra da Capivara en la temporada de lluvias. Fuente: Astete (2008)



Fig 10. Vegetación típica del Parque Nacional Serra da Capivara en la temporada seca. Fuente: Astete (2008)



Fig 11. Jaguar (*Panthera onca*) bebiendo en una de las fuentes de agua artificiales del Parque Nacional Serra da Capivara. Fuente: Astete (2008)

3.2 TRAMPAS FOTOGRÁFICAS

Las trampas fotográficas (o cámaras de captura, en inglés) son, como su nombre indica, dispositivos fotográficos automáticos activados por el paso de los animales. Cada estación de captura estuvo compuesta por una o dos trampas fotográficas colocadas una frente a la otra, para obtener fotografías de ambos lados de los animales, lo que permite su mejor identificación. Las estaciones fueron separadas entre sí por una distancia media de 3,4 km (Fig. 5). La disposición de las estaciones correspondió a un formato de rejilla (grid) de muestreo en la que no existía un vacío mayor de 10 km² entre cada estación, valor registrado por la literatura como la menor área de vida de un jaguar (Silver, 2004; Silver et al., 2004), el mayor depredador de la Caatinga. Esta distancia es más que el doble de la distancia mínima registrada en estudios de riqueza para evitar la autocorrelación espacial (Silveira et al., 2003). Las cámaras fueron colocadas proporcionalmente a la representatividad de los tipos de vegetación/hábitats en los Parques Nacionales, en carreteras y cruces, esto también porque la vegetación propia de la Caatinga dificulta grandemente la apertura de caminos. Las cámaras fueron programadas para funcionar preferentemente de noche, debido al desgaste y mal funcionamiento del equipo con calor extremo y porque un estudio previo en la región reveló un patrón de actividad nocturna por las fauna (Astete, 2008). Sin embargo, en cada campaña anual al menos un tercio de las estaciones contó con una cámara programada para funcionar las 24 horas del día. Las cámaras fueron programadas para tomar fotos con una demora de 5 minutos entre cada foto, para evitar el agotamiento de la memoria debido al paso constante de un animal o un grupo delante de la cámara (Silveira, 2004). El sitio de cada estación fue georreferenciado y la memoria etiquetada con las coordenadas, fecha de colocación y retirada de esta. Las cámaras fueron revisadas cada mes para sustituir la memoria y para el cambio de pilas. Todas las cámaras utilizadas fueron del tipo pasivas, activadas por calor y movimiento.

El levantamiento de datos para análisis fue realizado en diferentes periodos anuales. La existencia de una mayor red de carreteras internas, sumada a una fiscalización más eficiente, permitió que se coloquen más máquinas en el Parque Nacional Serra da Capivara y que en esa unidad el muestreo sea continuo durante todos los meses que duró cada campaña de muestreo. Debido a las limitaciones de equipamiento y logística, fueron colocados solamente de 20 puntos de muestreo en el Parque Nacional Sierra de las Confusiones y 60 estaciones de muestreo en el Parque Nacional Serra da Capivara.

Con el fin de evitar una sobreestimación de los datos, fueron consideradas como independientes las fotos de una especie registradas varias veces por la misma cámara, desde que separadas el mismo día por más de una hora, evitando registros provenientes de algunos individuos pasando varias veces en la misma frente a una misma cámara (Silveira, 2004, Srbek-Araújo y Chiarello, 2007). Para la contabilidad del esfuerzo muestral, fue considerada la fecha de la última fotografía hecha por el equipo, evitándose sobrestimativas en caso de agotamiento de pila/memoria o daño del equipo antes de la revisión mensual de éste.

3.3 ANÁLISIS DE LOS DATOS

Los registros fotográficos fueron separados por punto de muestreo y por especie. Para evitar la autocorrelación (Legendre, 1993), los registros de una misma especie en cada punto fueron considerados como independientes entre sí al estar separados por más de una hora; se considera ese lapso de tiempo como suficiente para que un mismo individuo no pase por la misma cámara y sea registrado como un registro adicional. Posteriormente, para el análisis de riqueza los registros fueron separados por puntos de muestreo, cada punto contó con el total acumulado de registros de cada especie, así como su esfuerzo de muestreo. Para el análisis de Riqueza y Diversidad Funcional los registros de cada especie en cada punto de muestreo a lo largo del estudio fueron incluidos en una matriz binaria, considerados como presencias (“1”) para cada punto de muestreo, caso contrario será registrada la ausencia (“0”).

Para examinar los efectos de las variables de paisaje tanto en la Riqueza como en la Diversidad Funcional fueron escogidas covariables que intentan representar los rasgos más importantes del ambiente. Estas fueron consideradas llevando en cuenta su relevancia en la fauna local en trabajos anteriores (Astete, 2012; Astete et al., 2016, 2017) así como de acuerdo a su disponibilidad y facilidad de obtención. De esta manera fueron creados y obtenidos mapas georeferenciados (cortesía de la FUNDHAM – Fundação Museu do Homem Americano) que representan la distancia a fuentes artificiales de agua, distancia a carreteras, distancia a centros poblados, distancia a sitios arqueológicos, índice NDVI (Normalized Digital Vegetation Index) de vegetación, modelo digital de altitud, y modelo de inclinación del terreno. Para este estudio, fueron consideradas como variables relevantes a la estructura del hábitat como aquellas propias de la geografía, como el modelo digital de altitud, inclinación del terreno, distancia a sitios arqueológicos, y el índice NDVI. Fueron consideradas como variables relevantes a la calidad del hábitat a aquellas que impliquen un impacto antrópico actual, como distancia a fuentes artificiales de agua, distancia a carreteras

y distancia a centros poblados. Así, en primer lugar fue verificada la ausencia de una multicolinealidad fuerte ($r < 0,6$) entre las covariables (Zimbres et al., 2016). Luego fue realizada una prueba para verificar la sobredispersión residual de los modelos globales y, en caso de que se detectara, la sobredispersión será corregida al incluir un efecto aleatorio a nivel de observación (Harrison, 2014). Posteriormente, para los análisis, estas covariables fueron incluidas en su conjunto o parcialmente en las unidades de muestreo.

La medición de la diversidad funcional aún no encuentra consenso, debido en parte a la diversidad de conceptos existentes. Esto se refleja en la cantidad de estimadores que actualmente existen para esta. En una revisión reciente, Song et al. (2014) identificaron 13 diferentes índices para medir la diversidad funcional. El presente estudio aborda la línea de raciocinio seguida por Petchey y Gastón (2006) los cuales hacen énfasis en “la medición de la diversidad funcional mediante la elección de los rasgos funcionales, el pesaje de estos (estandarización, etc), la elección de la medida estadística de la diversidad de rasgos para obtener características matemáticas deseadas (p.e., medidas de la biodiversidad continuas o discontinuas), y finalmente encontrar la medida para explicar y predecir la variación en los procesos a nivel de ecosistema. Varias medidas de diversidad funcional son distancias pareadas entre los rasgos, algunas capaces de incluir la abundancia de las especies a estudiar, y un abordaje diferente de las distancias pareadas está inspirado en el campo de la biología evolutiva, donde la longitud total de un árbol evolutivo es utilizada como medida de la diversidad filogenética o la historia evolutiva representada por un conjunto de especies (Vane-Wright et al., 1991; Faith, 1992; Petchey y Gastón, 2006)”. De esto se deriva una metodología análoga para medir la diversidad funcional, que sería la longitud total de la rama dentro de un dendrograma funcional (Petchey y Gastón, 2002). “Un dendrograma tiene la desventaja de asumir una variación funcional jerárquica o cercana a la jerárquica entre organismos, de todas maneras aún no está del todo claro como las jerarquías pueden describir la diferencia funcional entre especies” (Petchey y Gastón, 2006). Precisamente una metodología para comprobar hasta qué punto la variación funcional es jerárquica es “correlacionar las distancias fenéticas (distancias pareadas a través del dendrograma) con las distancias pareadas en la matriz de distancia utilizada para construir el dendrograma (esto a menudo se llama correlación cofenética). Esta correlación se puede maximizar seleccionando la medida de distancia y algoritmo de agrupamiento que minimiza la diferencia entre distancias de rasgos y distancias fenéticas” (Blackburn et al., 2005). Al maximizar esta correlación, incluso en la ausencia de preguntas sobre una jerarquía, se

asegura que las longitudes de las ramas del dendograma sean biológicamente más significativas, ya que coincide mejor con las diferencias biológicas medidas entre los organismos (Petchey y Gastón, 2006).

La riqueza de especies estimada (Sext) se generó mediante un procedimiento de extrapolación basado en el estimador Chao1 (Colwell et al., 2012), el cual estima el número de especies esperado para cada sitio de muestreo (estación de cámara-trampa) al nivel más alto de esfuerzo de muestreo por estación. Este procedimiento fue necesario para tener en cuenta la variación en los días de muestreo debido a ocasionales fallas de las cámaras, mal funcionamiento o robo. Para examinar los efectos de las variables de paisaje en la riqueza observada y extrapolada (Sext), fueron utilizados los modelos lineales generalizados (GLM). Con el uso de los GLM fueron identificados predictores significativos de medidas de la comunidad (riqueza=S) sobre la base de un procedimiento de selección de modelos, considerando la estadística de selección de modelos (Burnham y Anderson 2002). Utilizando las covariables de muestreo elegidas por el mejor modelo y las siete covariables de sitio antes mencionadas, se realizaron modelos de una sola covariable de sitio. Así, una vez obtenidos los modelos, se evaluó el efecto de cada covariable de sitio sobre la riqueza, analizando el intervalo de confianza al 95 por ciento del coeficiente β (Burnham & Anderson 2002). Los modelos con covariables de sitio cuyo intervalo de confianza de β incluyan 0 se consideran como ausentes de efecto significativo sobre la riqueza (Márquez et al. 2017), por lo cual modelos con estas covariables fueron descartados. La importancia relativa de cada variable fue comparada utilizando sus coeficientes de regresión y los errores estándar incondicionales generados por el promedio del modelo.

Para generar as métricas de la Diversidad Funcional fueron considerados rasgos de la historia natural de las especies seleccionadas, los cuales consisten en una matriz que contenía: (1) biomasa grupal, calculada multiplicando el peso medio del cuerpo de un adulto, de acuerdo a la literatura, por el tamaño medio de grupo (en caso la especie vivir agrupada); (2) especificidad de la especie pertenecer o no al grupo carnívora; (3) tamaño medio del área de vida de acuerdo a la literatura, calculado en hectáreas (ha); (4) medida categórica de los principales estratos de locomoción vertical (terrestre, escansorial o arbóreo); y (5) un índice trófico, generado como una media ponderada del nivel energético en la dieta de la especie dada la proporción de componentes de la dieta, como compilado por Wilman *et al.* (2014). Los niveles energéticos considerados para cada categoría de dieta se asignaron como una secuencia ordinal que incluye 1 (folívoros: hojas), 2 (frugívoros: pulpa de fruta), 3

(granívoros: semillas), 4 (insectívoro/faunívoros: invertebrados) y 5 (carnívoros: vertebrados). Se seleccionaron rasgos que describen sus diversos roles ecológicos y/o se relacionan con su sensibilidad ecológica a las perturbaciones.

Dentro de las varias metodologías existentes para medir la diversidad funcional, fue elegido el método propuesto por Petchey y Gastón (2002, 2006), en adelante llamado DF. Esta medida permite producir un dendrograma basado en el grupo único de rasgos de cada especie en un conjunto (ensamblaje) y calcular un valor de DF sumando la longitud de las ramas del dendrograma. Para cada conjunto (1) fue construida una matriz de rasgos; (2) luego fue convertida en una matriz de distancia; posteriormente (3) las especies fueron agrupadas para producir un dendrograma funcional; (4) y finalmente, un valor de DF para cada ensamblaje fue calculada sumando la longitud total de las ramas del dendrograma (Zimbres et al., 2016). Para la construcción de la matriz de distancia fue utilizada la distancia modificada de Gower (Pavoine et al., 2009) para calcular la DF (DFobs) observada porque es la que mejor coincide con la combinación de datos categóricos y continuos (como los utilizados en este estudio en las métricas de la DF), y posteriormente fue utilizado el método de agrupamiento grupo emparejado no ponderado (UPGMA - *unweighted pair group method using arithmetic averages*) para calcular la longitud de la rama del árbol estandarizado para cada punto de muestreo basado en el conjunto local de especies (S) que fue registrada (Petchey y Gastón, 2002). “La combinación entre la distancia modificada de Gower y el método UPGMA producen dendrogramas con buenos coeficientes de correlación cofenética” (es decir, la altura del dendrograma donde las dos ramas que incluyen los dos objetos se fusionan en una sola rama) (Petchey y Gastón, 2002).

Siguiendo la literatura, se definió como mamíferos de medio y grande porte a aquellos mamíferos terrestres con una biomasa mayor o igual a 2Kg (Bennett, 1990; Eisenberg y Redford, 1999). No obstante, a pesar de no encuadrarse dentro del peso, se decidió incluir en esta lista a miembros del orden Rodentia, la zarigüeya (*Didelphis albiventris*) por su dieta omnívora y al mocó (*Kerodon rupestris*) por ser el único mamífero endémico del bioma Caatinga.

La Diversidad Funcional fue calculada para todos los mamíferos terrestres de medio y grande porte y posteriormente solamente para aquellos pertenecientes al orden Carnivora. Estudios anteriores en el Parque mostraron que los registros fotográficos de mamíferos pertenecientes al orden Carnivora (Astete 2008, 2012) sumaron más que el total de todos los

otros órdenes de mamíferos de medio y grande porte. Considerando esto, puede asumirse que los mamíferos carnívoros puedan ser “especies indicadoras” (Niemi y McDonald, 2004) válidas para toda la mastofauna terrestre de medio y grande porte del Parque Nacional Serra da Capivara. Debido a su representatividad (número de registros) en esta comunidad, los mamíferos carnívoros podrían estar "indicando" la condición o respuesta al estrés que pueda estar siendo aplicado a otras especies con requerimientos ecológicos semejantes (otras órdenes de mamíferos de medio y grande porte) (Niemi y McDonald, 2004).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

A lo largo de las dos campañas de muestro en el Parque Nacional Serra da Capivara (campañas de 2009 y 2010) las cámaras registraron un esfuerzo acumulado de 16542 días, siendo que fueron obtenidos 5247 registros fotográficos correspondientes a 29 especies de mamíferos de medio y grande porte (Ver Tabla 01).

Tabla 01. Mamíferos de medio y grande porte registrados en el Parque Nacional Serra da Capivara, Brasil.

Táxons	Nombre común
ORDEN CARNIVORA	
Canidae	
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Zorro
Procyonidae	
<i>Procyon cancrivorous</i> (Cuvier, 1798)	Mão-pelada
Felidae	
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelote
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	Tigrillo
<i>Puma yagouaroundi</i> (Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar
Mephitidae	
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1784)	Zorrillo
Mustelidae	
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Hurón mayor
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Grisón menor
ORDEN ARTIODACTYLA	
Tayassuidae	

<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Pecarí de collar
Cervidae	
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Corzuela parda
ORDEN CINGULATA	
Dasypodidae	
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Wagler, 1830)	Armadillo de 6 bandas
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Armadillo de 9 bandas
<i>Tolypeutes tricinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Armadillo bola
ORDEN RODENTIA	
Caviidae	
<i>Kerodon rupestris</i> (Wied, 1820)	Mocó
Dasyproctidae	
<i>Dasyprocta azarae</i> (Wagler, 1841)	Agutí de Azara
Cuniculidae	
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca
ORDEN PRIMATES	
Callitrichidae	
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)	Tití de pinceles negros
Cebidae	
<i>Sapajus libidinosus</i> (Spix, 1823)	
Didelphidae	
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Zarigüeya
ORDEN LAGOMORPHA	
Leporidae	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti
ORDEN PILOSA	
Myrmecophagidae	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Oso hormiguero
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Oso melero

Los análisis exploratorios mostraron que existe una colinealidad baja entre las covariables escogidas (la máxima colinealidad llegó a $r = 0.357$ y la mínima fue de $r = -0.00836$) (Fig. 12) por lo que estas pueden ser combinadas entre ellas en modelos aditivos para explicar tanto la riqueza como la diversidad funcional, sin caer en efectos de autocorrelación. Con relación a la riqueza de especies en el Parque Nacional Serra da

Capivara (PNSC), la curva de acumulación de especies mostró que la riqueza de la comunidad atingió una asíntota (Fig. 13), empero, como no todos los puntos de muestreo se llegó a la asíntota, fue necesario realizar una rarefacción para corregir esto (Fig. 14). La combinación entre la riqueza estimada (Sext) y las covariables resultó en la selección de modelos que relacionaban esta con la covariable “Altitud” y “Distancia a carreteras”, siendo que en ambos casos esta relación fue negativa (Tabla 02). A pesar de ello, y según el criterio de evaluación de parámetros Betas, los modelos no fueron tomados en consideración. Si bien el intervalo de confianza de los valores Betas no incluyeron técnicamente el valor cero (0) estuvieron demasiado próximo a este, por lo que se prefirió los resultados de riqueza derivados del análisis de diversidad funcional para entender las correlaciones con las covariables y su magnitud.

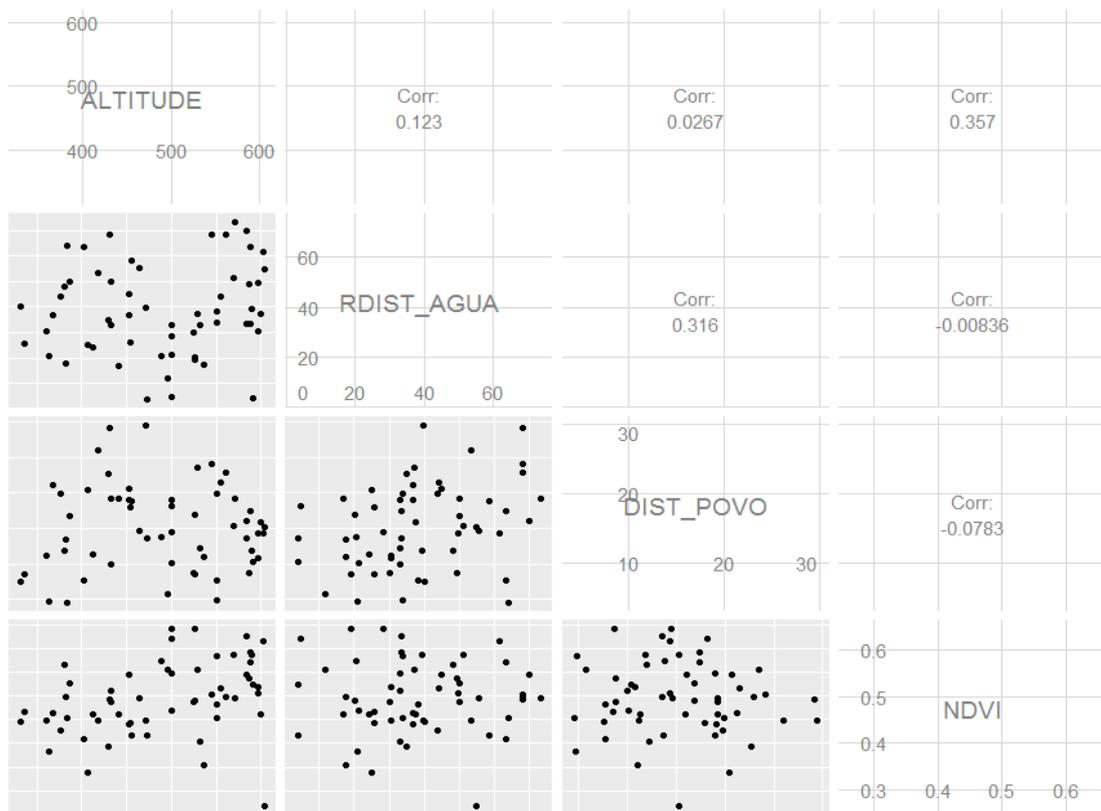


Fig. 12. Matriz de colinealidad entre las covariables escogidas para el Parque Nacional Serra da Capivara

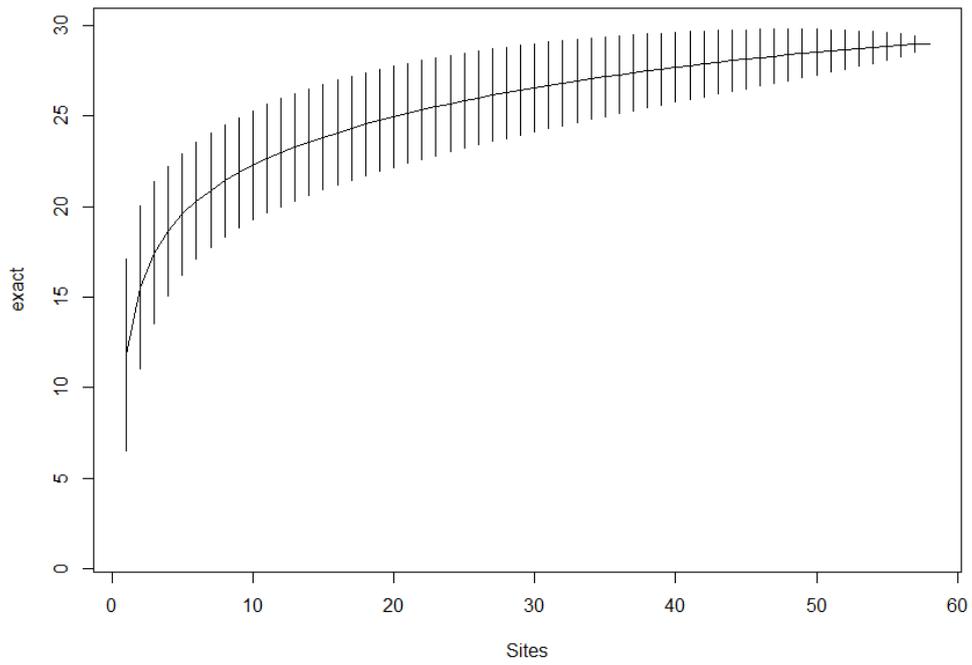


Fig. 13. Asíntota de la curva de acumulación de especies atingida en el Parque Nacional Serra da Capivara.

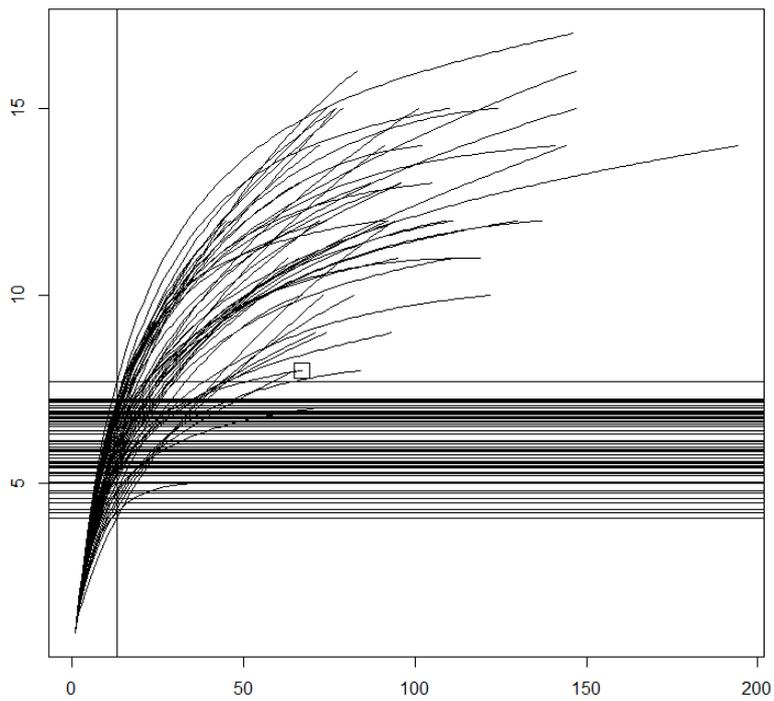


Fig. 14. Curva de rarefacción de las especies (Sext) de mamíferos de medio y grande porte en el Parque Nacional Serra da Capivara.

Tabla 02. Resultado del análisis de selección de modelos entre la riqueza estimada (Sext) y las covariables ambientales

Covariable	Beta	Inferior	Superior	Correlación
Altitude	-0.0985	-0.2550	-0.0084	Negativa
Dist_roads	-0.0879	-0.2511	-0.0005	Negativa
Dist_water	0.0289	-0.0421	0.1850	Nula
Slope	-0.0064	-0.1433	0.0931	Nula
Dist_arch	-0.0049	-0.1851	0.1514	Nula
Dist_settl	-0.0065	-0.1301	0.0794	Nula
NDVI	-0.0006	-0.1129	0.1076	Nula

Leyenda: Altitude= Altitud; Dist_roads= Distancia a carreteras (asfaltada); Dist_water= Distancia a fuentes de agua artificiales; Slope= Inclinación; Dist_arch= Distancia a sitios/asentamientos arqueológicos; Dist_settl= Distancia a asentamientos humanos; NDVI= Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index).

Con relación al análisis de Diversidad Funcional, los datos fueron padronizados (scale) y se realizaron 10000 aleatorizaciones para el modelo de regresión múltiple lineal. Primeramente se realizó una regresión con la diversidad funcional observada (DFobs) del grupo Carnivora y de la Mastofauna total para cada punto de colecta, con el modelo completo (todas las covariables). Posteriormente se realizó una regresión múltiple utilizando las covariables Distancia de Poblados, Distancia a Fuentes de Agua y Altitud, colocando DFobs (observada) de Carnivora, DFobs de Mastofauna total, Riqueza de Carnivora y Riqueza de Mastofauna. En estas regresiones se realizó el procedimiento bidireccional escalonado (stepwise), proceso en el cual las covariables se eliminaron y se volvieron a insertar hasta que se alcanzó el mejor modelo. Después de todo este proceso, apenas DF Carnivora presentó un modelo significativo con las covariables Distancia de Poblados y Altitud. Al final de este proceso, el modelo escogido fue:

DFcarnivoros~DIST_POBLADOS+ALTITUD+[INTERACTION(DIST_POBLADOS* ALTITUD)]

Sin embargo, la interacción (INTERACTION(DIST_POBLADOS* ALTITUD)) no tuvo una respuesta significativa, solamente mejoró el modelo. Debido a esto la interacción

fue eliminada y se verificó nuevamente la relación de la siguiente manera, con el modelo a continuación

$$DF_{\text{carnivoros}} \sim \text{DIST_POBLADOS} + \text{ALTITUD}$$

Este modelo se mantuvo robusto y más explicativo, y debido a ello, este fue mantenido en la aleatorización. Se realizó el mismo procedimiento descrito en el párrafo anterior para las otras variables Riqueza Total y Riqueza Total de Carnívora, Diversidad Funcional Total y Diversidad Simulada Total y Diversidad Simulada de Carnívora. En todos los casos los mejores modelos no presentaron relación significativa. Debido a eso se realizó la relación de estas variables con (DIST_POBLADOS+ALTITUD) para demostrar que la relación estaba presente solamente en la Diversidad Funcional y no en las otras variables mencionadas arriba. Así, la única correlación significativa fue la de la Diversidad Funcional de Carnívora por la Distancia de Poblados y Altura. En ambos casos, se encontró una correlación positiva entre la DF y las covariables (R^2 ajustado= 0.1927; $F=7.565$; $p=0.0014$; Simulaciones=1000), y este padrón siguió el siguiente modelo: $DF_{\text{carnívora}} = 0.329 * \text{Distancia de Poblado} + 0.324 * \text{Altitud}$ (Ver Tabla 03).

Como mencionado, en el restante de modelos no se encontró una correlación significativa entre los parámetros y las 2 covariables explicadas anteriormente. No fué el caso en la Diversidad Funcional Total (R^2 ajustado= -0.0314; $F=0.162$; $p=0.8477$; Simulaciones=1000), en la Riqueza Total (R^2 ajustado= -0.023; $F=0.376$; $p=0.6882$; Simulaciones=1000), ni en la Riqueza de Carnívora (R^2 ajustado= -0.0138; $F=0.6239$; $p=0.5379$; Simulaciones=1000).

Tabla 03. Diversidad Funcional de Carnívora por Distancia de Poblados y Altura

Coeficientes	Estimado	Erro	Valor de	
		Padr.	t	Pr(> t)
(Intercepto)	-2.14E-16	.	.	0.297
scale((DIST_POBL))	3.29E-01	.	.	0.0149 *
scale((ALTITUD))	3.24E-01	.	.	0.0174 *

Códigos de significancia: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Las relaciones positivas entre la Diversidad Funcional de Carnivora y las covariables (Distancia de Poblados y Altura), así la relación entre la Diversidad Funcional de Carnivora y combinación aditiva de ambas covariables pueden ser apreciadas gráficamente en las Figs. 15 a 17.

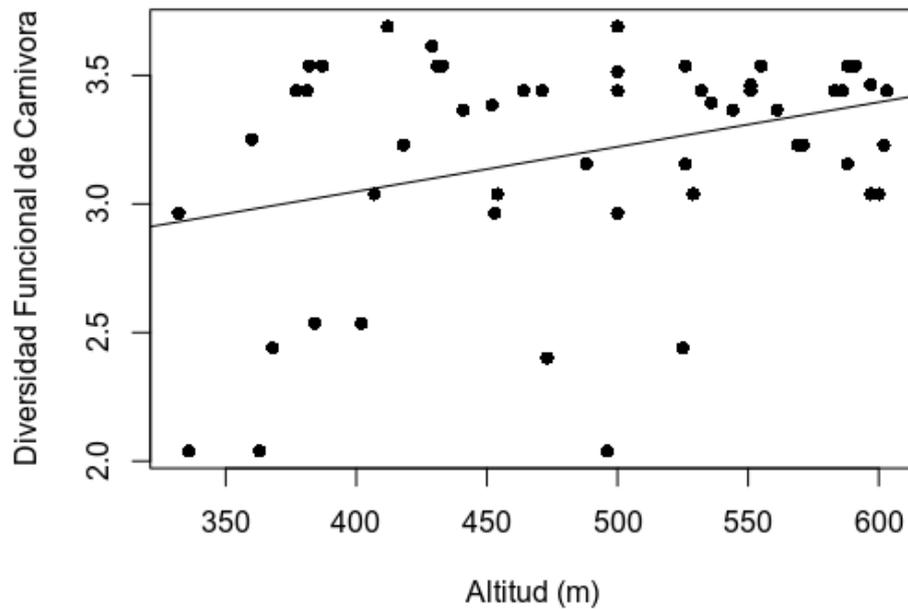


Fig. 15. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnivora y la covariable Altitud.

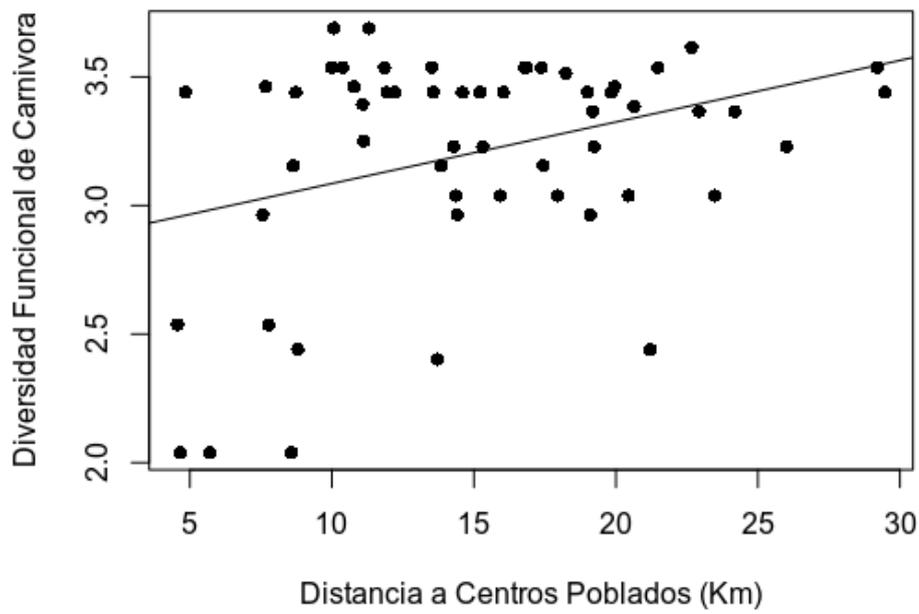


Fig. 16. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnívora y la covariable Distancia de Poblados.

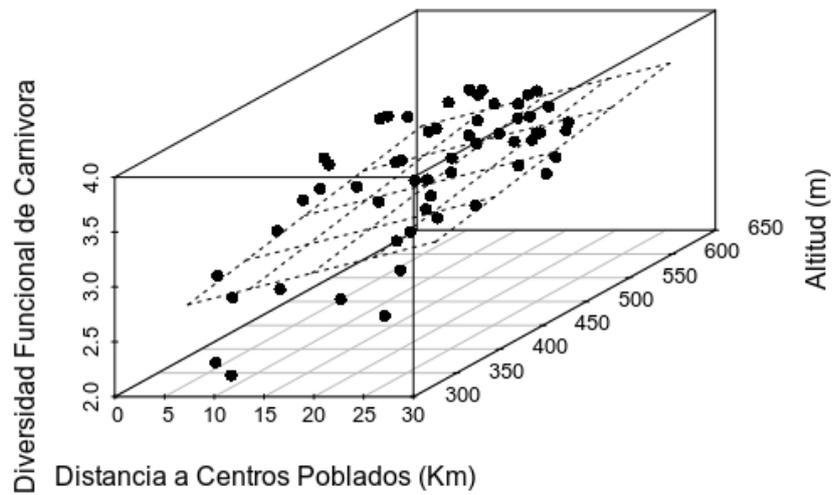


Fig. 17. Relación entre la Diversidad Funcional de Carnívora y la combinación de las covariables Altitud y Distancia de Poblados.

4.2. DISCUSIÓN

El resultado de la curva de colector con la riqueza estimada (Sext) mostró que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para detectar de manera confiable a la mastofauna de medio y grande porte existente en el Parque Nacional Serra da Capivara. De todas las especies detectadas, solamente una, el roedor mocó (*Kerodon rupestris*) es endémico de ese bioma. Anteriormente el armadillo de tres bandas (tatu-bola, *Euphractus tricinctus*) también estaba considerado como endémico, pero su distribución fue también ampliada para el bioma del Cerrado (Marinho-Filho *et al.*, 1997). Esto es importante de resaltar, pues la composición de mastofauna de la Caatinga en su mayoría proviene de otros biomas, y está forzada a adaptarse en este ambiente extremo como lo es un semiárido, lo que será explicado en detalle más adelante. Al no existir colinealidad entre las covariables ambientales se evitó la autocorrelación espacial (Legendre, 1993), lo que podría haber comprometido los resultados de la diversidad funcional puesto que en este análisis se está haciendo hincapié en la distribución en el espacio de las unidades de muestreo. Si bien en el análisis de riqueza se intentó encontrar una relación con todas las covariables disponibles –por ser un análisis del tipo exploratorio– en la diversidad funcional se exploraron solo algunas covariables, de las cuales ya se tenían inferencia de sus efectos en la fauna local después de algunos trabajos publicados (Astete *et al.*, 2016; 2017).

El hecho que se hayan encontrado resultados significativos para la diversidad funcional solamente de los carnívoros (dentro de todo el espectro de mamíferos) indica mucho la importancia de este grupo para el ecosistema del PNSCN y justifica el haber preparado una matriz de rasgos que llevase en cuenta sus particularidades. Según la teoría, (Song *et al.*, 2014) existen dos mecanismos principales que explican la relación entre la diversidad funcional y el funcionamiento de un ecosistema. El primero de ellos es llamado de “hipótesis de la diversidad”. En esa línea, Tilman *et al.* (1997) encontraron que “los organismos y sus rasgos funcionales en la comunidad tuvieron efecto sobre el funcionamiento del ecosistema por la complementariedad del uso de recursos, es decir, una comunidad de alta diversidad tendría menos sobreposición de nicho en la utilización de recursos que en la de una comunidad de baja diversidad, entonces la proporción de todos los recursos disponibles aumentaría en la comunidad de alta diversidad”. Por lo tanto, el funcionamiento del ecosistema aumentaría. El segundo mecanismo es llamado de "Hipótesis de la relación de masa". Grime descubrió que “la contribución de las especies para el funcionamiento del ecosistema es proporcional a la entrada relativa a la producción primaria” (Grime, 1998). En

otras palabras, “el funcionamiento del ecosistema se encuentra principalmente dominado por los rasgos de especies dominantes, y las especies poco abundantes son relativamente insensibles” (Garnier et al., 2004; Laughlin, 2011). Esto es consistente con el efecto de selección. “Los rasgos especiales de algunas especies las hacen utilizar una mayor proporción de recursos que otras especies en una comunidad, por lo tanto estas especies contribuyen desproporcionadamente al funcionamiento del ecosistema” (Cadotte et al., 2011). De esta manera, medir rasgos funcionales podría indicar la contribución de especies con rasgos similares al funcionamiento del ecosistema (Cadotte et al., 2011).

“La "hipótesis de la diversidad" refleja la diferencia de rasgos entre especies que podrían maximizar las estrategias de utilización de recursos, y generalmente se calcula por medio de la entropía cuadrática de Rao (1982), mientras que la "hipótesis de la relación de masa" describe el peso de los rasgos de la comunidad y se calcula por la media ponderada de la comunidad (CWM-*Community Weight Mean*)” (Garnier et al., 2004). “Estos dos mecanismos no son contradictorios, son dos formas de ver la diversidad funcional, la primera toma en cuenta la diversidad y la segunda la composición de un ensamblaje/assemblea” (Ricotta y Moretti, 2011). Ambos mecanismos muestran que tanto la diversidad funcional como la identidad de las especies dominantes tienen un impacto significativo en el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, no cumplen exactamente el mismo papel en una función específica del ecosistema. Mokany et al. (2008) descubrieron que la CWM tenía más influencia en los procesos del ecosistema que los otros índices de diversidad mediante la comparación de índices de diversidad funcional en un área de pastizales nativos templada al norte de Canberra, Australia, y se recomendaron centrarse en manejo de las especies dominantes para el mantenimiento del funcionamiento del ecosistema.

Considerando todo lo expuesto en la teoría líneas arriba, queda más claro el papel de los mamíferos carnívoros dentro de la comunidad de mamíferos de medio y grande porte del PNSC, y el por qué se la diversidad funcional de este grupo (separado del resto de mamíferos) fue la única en ser significativa. Con relación a la “hipótesis de diversidad” (Tilman, 2001) los estudios realizados previamente muestran que en el caso de los dos depredadores de topo de cadena del PNSC, el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) existe una altísima sobreposición de nicho (Astete et al., 2016). Adicionalmente, todos los mamíferos carnívoros, independientemente de las familias taxonómicas a las cuales pertenezcan, muestran una alta sobreposición en su horario de actividad en el PNSC, concentrándose en horarios nocturnos (Foster et al., 2013; Astete, 2008). Debido a que la

Caatinga es un ambiente semiárido, existe una baja disponibilidad de agua, lo cual es el limitante principal para la productividad primaria (Heisler-White et al., 2008), siendo que una productividad vegetal baja puede limitar la densidad poblacional de las especies presa (East, 1984; McNaughton et al., 1989), especies de las cuales los carnívoros dependen en número (y biomasa) (Carbone & Gittleman, 2002; Karanth et al., 2004). A la luz de la "hipótesis de la relación de masa", como indicado por (Cadotte et al., 2011), el mayor uso proporcional de los recursos disponibles por parte de unas especies con relación a otras hace que estas primeras contribuyan desproporcionalmente al funcionamiento del ecosistema. En el caso de los carnívoros del PNSC, el uso proporcionalmente mayor puede ser interpretado en primer lugar como la mayor cantidad de registros de estas especies por las unidades de muestreo (las cámaras) frente a otras especies como herbívoros, primates, etc. Debido a las características de la vegetación de la Caatinga –vegetación tupida de madera extremadamente dura, que dificulta abrir nuevos caminos– y a las restricciones legales que impiden abrir nuevos caminos en el PNSC, las cámaras tuvieron que ser colocadas en su mayoría en caminos carrozables. Estos caminos representan estructuras que podrían funcionar como un “embudo”, canalizando a la fauna a utilizarlos e favoreciendo la detección de ciertas especies sobre otras (Sollmann et al., 2011; Srbek-Araújo y Chiarello, 2013), aumentando la detección de los carnívoros.

Resta entonces preguntar el por qué la diversidad funcional de los carnívoros estuvo positivamente correlacionada con las covariables “altitud” y “distancia de poblados”. Debido a que sus necesidades ecológicas coinciden con las del ser humano (amplia base de presas y áreas extensas) los carnívoros han sido vistos como potenciales competidores (Treves y Karanth, 2003), y su persistencia en una determinada región tiende a disminuir a medida que las poblaciones humanas crecen (Woodroffe, 2000). El caso del PNSC no es distinto. Cuando el primer plan de manejo fue establecido a inicios de los años 90 (SMAPR, 1994), no existía fiscalización efectiva en la Unidad de Conservación (UC) y la situación de la fauna, en general, era dramática. La población de jaguares en 1991, por ejemplo, fue estimada en 6 individuos para todo el Parque, y se relataba que esta especie salía de la UC en busca de fuentes de agua, ya que la grande mayoría de estas se habían secado permanentemente en el PNSC. Las especies presa (especialmente venados y pecaríes) estaban siendo diezmadas. Después de esa evaluación y a partir de 1994 se estableció una férrea política de protección en el PNSC, con puestos de entrada y vigilancia en todas sus entradas y patrullaje constante. Estudios posteriores (Wolff, 2001; Astete, 2008) muestran indicios de una recuperación de

toda la mastofauna en el PNSC, y la población estimada de jaguares utilizada como ejemplo en estudio de los 90s multiplicó su número estimado en casi 4 veces (Silveira et al., 2009). A pesar de esto, la caza ilegal continua, y si bien ocurre con más dificultad dentro de la UC, fuera del Parque la degradación ambiental continua a la fecha, habiendo inclusive un mercado negro de carne de animales provenientes de la caza ilegal (Graffin, 2007). Así, a más lejanos estén los carnívoros de los centros poblados, la diversidad funcional de este grupo puede ser mayor.

La asociación positiva entre la diversidad funcional de los mamíferos y la altura puede estar asociada a las condiciones que los mamíferos tienen que enfrentar en un ambiente severo como el de la Caatinga. El PNSC posee una alta cantidad de refugios naturales que fueron usados como abrigo por poblaciones prehistóricas para realizar pinturas rupestres y actualmente se encuentran siendo protegidos y restaurados por la FUMDHAM. En un estudio de estas formaciones naturales de SCNP Figueiredo y Puccioni (2006) descubrieron que durante la estación seca, mientras que la temperatura en los momentos más calurosos del día podrían alcanzar hasta 50°C fuera de los refugios, dentro de ellos se mantuvo por debajo de 30°C. Las temperaturas extremas durante la estación seca podrían representar una restricción la termorregulación de los felinos (West 2005) y los carnívoros en general. En un escenario típico de Caatinga con alta temperaturas y vegetación caducifolia, lo más probable es esos animales prefieran lugares en los cuales puedan termoregular durante las horas más cálidas del día, como pozos de agua y refugios. En regiones semiáridas de África, los pozos de agua son utilizados por felinos, y donde están disponibles, los leopardos (*Panthera pardus*) hacen uso de las cuevas como estrategia para escapar de las altas temperaturas diurnas en climas cálidos y reducir pérdida de agua (Bothma 1998). Esto es apoyado por la aplastante preferencia nocturna en los registros de actividad de los carnívoros en SCNP (Astete, 2008; Foster et al., 2013). Precisamente, los refugios para termoregular en el PNSC se encuentran a lo largo del gradiente de altura de sus regiones de sierra.

Los depredadores, especies de la cima de la cadena alimenticia, han sido considerados durante mucho tiempo como buenos sustitutos de conservación por los biólogos conservacionistas que se enfrentan a limitaciones de tiempo y logística (Sergio *et al.*, 2008). Este grupo se ha empleado comúnmente como herramienta para identificar áreas para conservar la heterogeneidad espacial (Sergio *et al.*, 2008). Y lo que puede ser interpretado a la luz de la relación de la diversidad funcional con ambas covariables geográficas es que a más próximos estén los carnívoros de centros poblados o a menor altura ellos se encuentren

(precisamente en la base de las regiones de sierra, en muchos casos los límites del PNSC, donde también hay poco refugios para termorregular) menor será su diversidad funcional. La extinción de especies de carnívoros debido a la caza, o inclusive la extinción local de algunas de las principales especies presa puede generar en estas regiones críticas una fauna de carnívoros más generalista que en regiones distantes a centros poblados y más elevadas, y en consecuencia, los roles funcionales que estas especies pueden estar perdiéndose. Es justamente la diversidad funcional una herramienta que puede determinar la cantidad de funciones ecológicas que quedan en paisajes impactados por el hombre, -como en los paisajes agrícolas y fragmentados- en comparación con las áreas vírgenes, lo que permite la propuesta de nuevas estrategias de planificación de la conservación (Maglioli et al. 2015; Ribeiro et al. 2016).

Las interpretaciones en torno a resultados de la diversidad funcional a la luz del variables ambientales han sido llevadas por diferentes caminos. En muchos casos, la información ambiental de los registros de las especies han sido agrupados y analizados alrededor de una premisa: existe una variación en el conjunto de datos (y, por lo tanto, en la diversidad funcional) que puede ser explicada agrupando estos alrededor de criterios establecidos *a posteriori*, como por ejemplo la pertenencia o no de los datos a corredores ecológicos o fragmentos de flora nativa en medio de una matriz agropecuaria (Maglioli *et al.*, 2015; Zimbres *et al.*, 2016), la agrupación de estos dentro de unidades espaciales creadas por medio de modelajes de nicho ecológico (Sobral *et al.*, 2012) o la agrupación de estos alrededor de estratos de altura (Dreis *et al.*, 2015), entre otros criterios. Así, en muchos casos la información ambiental proveniente de la fuente misma de la información, las unidades de muestreo, fue “enmascarada” al ser agrupada dentro de subconjuntos, áreas tampón (“buffer”), etc. Con esto se gana el poder agrupar unidades que carecen de esta información con otras que si lo poseen y ampliar el nivel espacial del estudio al comparar áreas y comunidades de especies a niveles, inclusive, globales (Ahumada *et al.*, 2011). No obstante, al realizar esto es posible que se estén dejando de considerar características del ambiente que estén influenciando a las especies (y por tanto, a la propia diversidad funcional) a nivel local. Considerando que una de las preguntas más fundamentales en la ecología es determinar qué características son las más relevantes en el funcionamiento de un ecosistema, y como medir esas características (Song *et al.*, 2014), es de extrema importancia entender esas características en la escala más refinada posible, pero sin caer en la autocorrelación espacial. El haber obtenido *a priori* las características ambientales de las unidades de muestreo antes

de iniciar el análisis de diversidad funcional y el haber mantenido estas mismas unidades a lo largo del tiempo durante todo el estudio, garantiza que los resultados sean los más fidedignos posibles para explicar la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos de medio y grande porte en el Parque Nacional Serra da Capivara, pues no fue necesario agrupar los datos, el análisis se llevó a nivel de unidad de muestreo, y esto representa que los resultados puedan ser una guía para entender comunidades de mamíferos en otros ambientes semiáridos semejantes.

V. CONCLUSIONES

- 1) No fue posible encontrar una relación entre la comunidad total de mamíferos de medio y grande porte (riqueza) del Parque Nacional Serra da Capivara y la estructura y calidad del hábitat.
- 2) Se encontró una correlación entre la diversidad funcional y los mamíferos carnívoros del Parque Nacional Serra da Capivara. Los mamíferos carnívoros, por sus características en este ambiente, fueron los más relevantes para calcular la diversidad funcional
- 3) La diversidad funcional de los mamíferos carnívoros terrestres del Parque Nacional Serra da Capivara está positivamente relacionada con la distancia a poblados y la altura.

Finalmente en relación a la evaluación cuantitativa del uso del paisaje en el Parque Nacional Serra da Capivara de la Caatinga del Brasil por toda la comunidad de mamíferos de medio y grande porte y su relación con la riqueza, la diversidad funcional y los patrones de composición de la comunidad al contexto paisajístico se puede afirmar que los mamíferos carnívoros son los mejores indicadores de la diversidad funcional en esta unidad, y su relación con la presión de caza y la altura es un reflejo de la situación en la región.

VI. RECOMENDACIONES

Estudios con mamíferos de medio y grande porte son por lo general bastante caros. Debido a ser en gran parte especies crípticas, para obtener resultados robustos es necesario recurrir a nuevas (y más costosas) metodologías. Las trampas fotográficas se están estableciendo como la herramienta estándar para trabajar con estas especies. Pero es recomendable planear con mucho cuidado el diseño del muestreo, especialmente en lo referente al componente espacial. Habiendo resuelto el asunto de la autocorrelación espacial, una misma disposición de muestreo de las unidades puede servir para colectar datos para diferentes estudios, como puede ser abundancia, ocupación e inclusive diversidad funcional. Un adecuado diseño *a priori* del diseño de muestreo permite recolectar covariables ambientales que serán de extrema utilidad para futuros análisis, pero para aumentar la robustez de los datos, se recomienda que las unidades de muestreo permanezcan en el mismo lugar a lo largo del estudio.

Es necesario comprender la situación de la mastofauna en ambientes semiáridos para la colección de las covariables ambientales más adecuadas a su realidad. El asunto de la termorregulación es algo para tener en cuenta para futuros estudios. Igualmente, es necesario tomar en cuenta el impacto ambiental de las poblaciones humanas en su entorno.

VII. BIBLIOGRAFIA

- Ab'Sáber, A.N. (1981). Domínios morfoclimáticos atuais e quaternários na região dos cerrados. Craton & Intracraton escritos e documentos no 14: 1-39, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto.
- Adler, P.B., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Hillebrand, H., Hautier, Y., Hector, A., Harpole, W.S., O'Halloran, L.R., J.B. Grace, Anderson, T.M., Bakker, J.D., Biederman, L.A., Brown, C.S., Buckley, Y.M., Calabrese, L.B., Chu, C.J., Cleland, E.E., Collins, S.L., Cottingham, K.L., Crawley, M.J., Damschen, E.I., Davies, K.F., DeCrappeo, N.M., Fay, P.A., Firn, J., Frater, P., Gasarch, E.I., Gruner, D.S., Hagenah, N., Hille, R.L.J., Humphries, H. Jin, V.L., Kay, A.D., Kirkman, K.P., Klein, J.A., Knops, J.M.H., La, P.K.J., Lambrinos, J.G., Li, W., MacDougall, A.S., McCulley, R.L., Melbourne, B.A., Mitchell, C.E., Moore, J.L., Morgan, J.W., Mortensen, B., Orrock, J.L., Prober Suzanne, M., Pyke, D.A., Risch, A.C., Schuetz, M., Smith, M.D., Stevens, C.J., Sullivan, L.L., Wang, G., Wragg, P.D., Wright, J.P., Yang, L.H. (2011). Productivity is a poor predictor of plant species richness, *Science* 333 (6050): 1750–1753.
- Ahumada, J.A., Silva, C.F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spinorello, W.R., Winarni, N., Andelman, S.J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 366:2703–11.
- Araújo, F.S. (1998). Estudos fitogeográficos do carrasco no nordeste do Brasil, Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, Brasil.
- Astete, S., Marinho-Filho, J., Machado, R.B., Zimbres, B., Jácomo, A.T.A., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Silveira, L. (2016). Living in extreme environments: modeling habitat

- suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. *Journal of Mammalogy* 98:464–474.
- Astete, S., Marinho-Filho, J., Kajin, M., Penido, G., Zimbres, B., Sollmann, R., Jácomo, A.T.A., Tôrres, N.M., Silveira, L. (2017). Forced neighbours: Coexistence between jaguars and pumas in a harsh environment. *Journal of Arid Environments*, v.146, p.27 – 34.
- Astete, S. (2008). *Ecologia da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões*. Dissertação de Maestria. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil. 121 pp.
- Astete, S. (2012). *Ecologia e conservação da onça-pintada e da onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí*. Tesis de Doctorado. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil. 188 pp.
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McViar, T.R., Vergoplan, N., Berg, A., Wood, E.F. (2018). Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data* 5: Article number: 180214.
- Bennett, A.F. (1990). Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4 (2-3): 109-122, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00132855>
- Blackburn, T.M., Petchey, O.L., Cassey, P., Gaston, K.J. (2005). Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. *Ecology*, 86: 2916–2923.
- Bothma, J. du P. (1998). *Carnivore Ecology in Arid Lands*. Springer, USA.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, Second edition. Springer, New York, NY, USA.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. , Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services, *J. Appl. Ecol.* 48 (5) 1079–1087.
- Carbone, C., Gittleman, J.L. (2002). A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.

- Capobianco, J. P. R. (2002). Artigo base sobre os biomas brasileiros. Em: Camargo, A.; Capobianco, J.P.R; Oliveira, J.A.P. (Orgs.). Meio ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio-92. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental/Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, SP, Brasil.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, N., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity, *Nature* 405 (6783): 234–242.
- Colwell R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L., Longino, J.T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3–21.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S., Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being, *PLoS Biol.* 4 (8): 1300–1305.
- Dreiss, L.M., Burgio, K.R., Cisneros, L.M., Klingbeil, B.T, Patterson, B.D, Presley, S.J., Willig, M.R. (2015). Taxonomic, functional, and phylogenetic dimensions of rodent biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Ecography* 38: 876–888
- East, R. (1984). Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African savanna mammals. *African Journal of Ecology*, 22: 245–270.
- Eisenberg, J.F., Thorington Jr, R.W. (1973). A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. *Biotropica* 5:150-161.
- Eisenberg, J.F., Redford, K.H. (1999). *Mammals of the Neotropics - The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago, Univ. Chicago Press, Chicago, p.609.
- Emperaire, L. (1984). A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- Faith, D.P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.*, 61: 1–10.
- Figuereido, D., Puccioni, S. (Orgs), (2006). *Consolidação estrutural da Toca da Entrada do Pajaú: diagnóstico e proposta de intervenção*. IPHAN – Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional, Teresina, Piauí, 123p.

- Foster, V.C., Sarmiento, 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: 373–379.
- Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM) (1998). Parque Nacional Serra da Capivara. Alínea Publicações Editora - Lage Design, Brasil. 94 p.
- Garnier, E., Cortez, J. , Billès, G. , Navas, M.L. , Roumet, C. , Debussche, M. , Laurent, G. , Blanchard, A. , Aubry, D. , Bellmann, A. , Neill, C., Toussaint, J.P. (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession, *Ecology* 85 (9) 2630–2637.
- Glaylor, A.,Owen-Smith, N., Redfern, F.J. (2003).Surface water availability: implications for heterogeneity and ecosystem processes. Pp. 171–188 in *The Kruger experience: ecology and management of Savanna heterogeneity* (J. T. du Troit, K. H. Rogers, and H. C. Biggs, eds.). Island Press, Washington, D.C.
- Graffin, R. (2007). Avaliação dos impactos antrôpicos no Parque Nacional Serra da Capivara Piauí-Brasil. *Disertación de Maestría. Sciences et Technologies du Vivant - Environnement. Institut National Agronomique Paris - Grignon / Universté Paris VII Denis Diderot. Paris, France. 116p.*
- Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects, *J. Ecol.* 86 (6) 902–910.
- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 5, 131–138.
- Harrison, R.L. (1992). Toward a Theory of Inter-Refuge Corridor Design. *Conservation Biology* 6:293–295.
- Heisler-White, J.L., Knapp, A.K., Kelly, E.F. (2008). Increasing precipitation event size increases aboveground net primary productivity in a semi-arid grassland. *Oecologia* 158: 129-40.
- Hillebrand, H., Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research, *Ecol. Lett.* 12 (12): 1405–1419.

- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (2019). Histórico de los datos climáticos de la estación A345 (São Raimundo Nonato, estado de Piauí). BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa.
<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>
- Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol.* 5, 1211–1219.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., Hines, J.E. (2004). Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 4854–4858.
- Kucera, T.E. Barrett, R.H. (2011). A History of Camera Trapping. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA, pp. 9-26.
- Laughlin, D.C. (2011). Nitrification is linked to dominant leaf traits rather than functional diversity, *J. Ecol.* 99 (5) 1091–1099.
- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* 74(6): 1659-1673.
- Lindenmayer, D.B., Steffen, W., Burbidge, A.A., Hughes, L., Kitching, R.L., Musgrave, W., Stafford Smith, M., Werner, P.A. (2010). Conservation strategies in response to rapid climate change: Australia as a case study. *Biol. Conserv.* 143, 1587–1593.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P. (2002). *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18(6): 499-511.
- Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen, V.V., Canhoto, M.C.S., Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A., Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G. (2016). Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *Eur. J. Wildl. Res.* 62(4): 431-446.

- Mares, A.M., Willing, M.R., Lacher Jr, T.E. (1985). The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. *Journal of Biogeography* 12:57–69.
- Marinho, P.H., Bezerra, D., Antongiovanni, M., Fonseca C.R., Venticinque, E.M. (2018). Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research* 63:33-42.
- Marinho-Filho, J., Guimarães, M.M., Reis, M.L., Rodrigues, F.H.G., Torres, O., Almeida, G. de A. (1997). The discovery of the Brazilian three-banded armadillo in the Cerrado of Central Brazil. *Edentata* 3(1): 11-13.
- Márquez, R., Bianchi, G., Isasi-Catalá, E., Ruiz Gutiérrez, V., Goldstein, I. (2017). Guía para el Monitoreo de la Ocupación del Oso Andino. Andean Bear Conservation Alliance & Wildlife Conservation. 56 Pp
- Mayfield, M.M. , Bonser, S.P. , Morgan, J.W. , Aubin, I., McNamara, S. , Vesk, P.A. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change, *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19 (4): 423–431.
- McNaughton, S., Oesterheld, M., Frank, D. & Williams, K. (1989) Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142-144.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC, USA. 100 p.
- Ministério Do Meio Ambiente (MMA) (2004). *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação/organizadores: José Maria Cardoso da Silva, Marcelo Tabarelli, Mônica Tavares de Fonseca, Livia Vanucci Lins – Brasília, DF. Universidade Federal de Pernambuco. 382p.*
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2005). *Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação.* Araújo, F.S., Rodal, M,J.N. & Barbosa, M.R.V. (Orgs.). Brasília, Brasil. 446 p.

- Mokany, K., Ash, J., Roxburgh, S. (2008). Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland, *J. Ecol.* 96 (5) 884–893.
- Morato, R.G., Ferraz, K.D.B., de Paula, R.C., de Campos, C.B. (2014). Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. *PloS one* 9, e92950.
- Moreno, C., Sánchez-Rojas, G., Pineda, E., Escobar, F. (2007). Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *Int. J. Environment and Health* 1: 71-86.
- Niemi, G., McDonald, M.E. (2004). Application of Ecological Indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 89–111
- O'Connell, A.F., Nichols, J.D., Karanth, K.U. (Eds.) (2011). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA. 285 p.
- Owen, L., Petchney, K., Gaston, J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741–758.
- Parry, L., Barlow, J., Peres, C.A. (2007). Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23:653-662.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.B., Gachet, S., Daniel, H. (2009). On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118:391–402
- Pavoine, S., Bonsall, M.B. (2011). Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* 86:792–812.
- Penido, G., Astete, S., Jacomo, A.T.A., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Silveira, L., Marinho-Filho, J. (2017). Mesocarnivore activity patterns in the semiarid Caatinga: limited by the harsh environment or affected by interspecific interactions? *Journal of Mammalogy*, v98, p. 1732-1740.
- Pienaar, U. de V. (1985). Indications of progressive desiccation of the Transvaal Lowveld over the past 100 years, and implications for the water stabilization programme in the Kruger National Park. *Koedoe* 28:93–165.

- Pressey, R.L. (1994). Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conserv. Biol.* 8, 662–668.
- Rao, C.R. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach, *Theor. Popul. Biol.* 21 (1) 24–43.
- Ricotta, C., Moretti, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology, *Oecologia* 167 (1) 181–188.
- Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X. (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54, 1092–1100.
- Rushton, S.P., Ormerod, S.J., Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *J. App. Ecol.* 41, 193–200.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Oesterheld, H.A.M.M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., Cox, N.A., Hoffmann, M., Kataryia, V., Lamoreux, J., Rodrigues, A.S.L., Stuart, S.N., Temple, H.J., Baillie, J., Boitani, L., Lacher Jr., T.E., Mittermeier, R.A., Smith, A.T., Absolon, D., Aguiar, J.M., Amori, G., Bakkour, N., Baldi, R., Berridge, R.J., Bielby, J., Black, P.A., Blanc, J.J., Brooks, T.M., Burton, J.A., Butynski, T.M., Catullo, G., Chapman, R., Cokeliss, Z., Collen, B., Conroy, J., Cooke, J.G., da Fonseca, G.A.B., Derocher, A.E., Dublin, H.T., Duckworth, J.W., Emmons, L., Emslie, R.H., Festa-Bianchet, M., Foster, M., Foster, S., Garshelis, D.L., Gates, C., Gimenez-Dixon, M., Gonzalez, S., Gonzalez-Maya, J.F., Good, T.C., Hammerson, G., Hammond, P.S., Happold, D., Happold, M., Hare, J., Harris, R.B., Hawkins, C.E., Haywood, M., Heaney, L.R., Hedges, S., Helgen, K.M., Hilton-Taylor, C., Hussain, S.A., Ishii, N., Jefferson, T.A., Jenkins, R.K.B., Johnston, C.H., Keith, M., Kingdon, J., Knox, D.H., Kovacs, K.M., Langhammer, P.,

Leus, K., Lewison, R., Lichtenstein, G., Lowry, L. F., Macavoy, Z., Mace, G.M., Mallon, D.P., Masi, M., McKnight, M.W., Medellín, R.A., Medici, P., Mills, G., Moehlman, P.D., Molur, S., Mora, A., Nowell, K., Oates, J.F., Olech, W., Oliver, W.R.L., Oprea, M., Patterson, B.D., Perrin, W.F., Polidoro, B.A., Pollock, C., Powel, A., Protas, Y., Racey, P., Ragle, J., Ramani, P., Rathbun, G., Reeves, R.R., Reilly, S.B., Reynolds, J.E., Rondinini, C., Rosell-Ambal, R.G., Rulli, M., Rylands, A.B., Savini, S., Schank, C.J., Sechrest, W., Self-Sullivan, C., Shoemaker, A., Sillero-Zubiri, C., De Silva, N., Smith, D.E., Srinivasulu, C., Stephenson, P.J., van Strien, N., Talukdar, B.K., Taylor, B.L., Timmins, R., Tirira, D.G., Tognelli, M.F., Tsytsulina, K., Veiga, L.M., Vié, J.-C., Williamson, E.A., Wyatt, S.A., Xie, Y., Young, B.E., (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat and knowledge. *Science* 322: 225-230.

Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República (SMAPR) (1994). Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília, DF, Brasil.

Schleuter, D., Daufresne, D., Massol, F., Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices, *Ecol. Monogr.* 80 (3): 469–484.

Sergio, F., et al. (2008). Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu. Rev.Ecol. Evol. Syst.* 39, 1–19.

Silva, J.M.C, Leal, I.E., Tabarelli, M. (Eds) (2017). *Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer, USA, 481p.

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: 351-355.

Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Bini, L.M. (2006). Carnivore distribution and abundance patterns along the Cerrado-Pantanal Corridor, Southwestern Brazil. In: Morato, R. G.; Rodrigues, F. H. G.; Eizirik, E.; Mangini, P. R. Azevedo, F. C. C. & Marinho-Filho, J. (Org.). *Manejo e conservação de carnívoros Neotropicais*. 1 ed. Brasília-DF: IBAMA - MMA. Brasília, DF, Brasil.

Silveira, L. (2004). *Ecologia comparada e Conservação da Onça-pintada (*Panthera onca*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal*. Tese de Doutorado em Biologia Animal. Universidade de Brasília, Brasil. 240 p.

- Silver, S., Ostro, L., Marsh, L., Maffei, L., Noss, A., Kelly, M., Wallace, R., Gómez, R., Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- Silver, S. (2004). Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society. New York, USA. 25 p.
- Sollmann, R., Furtado, M.M., Gardner, B., Hofer, H., Jacomo, A.T.A., Torres, N.M., Silveira, L. (2011). Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture–recapture models for jaguars in central Brazil. *Biol. Conserv.* 144: 1017–1024.
- Song, Y., Wang, P., Li, G., Zhou, D. (2014). Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica* 34: 85–91
- Srbek-Araujo, A.C., Chiarello, A.G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 1-5.
- Srbek-Araujo, A.C., Chiarello, A.G. (2013). Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 13: 51–62.
- Tenenbaum, R.V.O. (2005). Variabilidade anual da precipitação pluvial e condições de armazenamento de água de chuva no município de São Raimundo Nonato, Piauí. Libro de Resúmenes del 5º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva, Teresina, PI, Brasil.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *SCIENCE* 277 1300-1302
- Tilman, D. (2001). Functional diversity, in: S.A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, San Diego, pp. 109–120.
- Treves, A., Karanth, U. (2003). Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17: 1491-1499.
- West, P. (2005). The Lion's mane. *American Scientist* 93: 226-235.

- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B., Ims, R.A. (1993). Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos* 66:369–380.
- Wolff, F. (2001). Vertebrate ecology in Caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. Dissertação de Mestrado. University of Missouri-St. Louis, USA, 65 pp.
- Woodroffe, R. (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3: 165-173.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H. (1991). What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.*, 55: 235–254.
- Virkkala, R., Heikkinen, R.K., Leikola, N., Luoto, M. (2008). Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. *Biol. Conserv.* 141, 1343–1353.
- Zaher, H. (2002). Diversidade da fauna de vertebrados terrestres do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí. Relatório Final, Universidade de São Paulo, São Paulo. 105 pp.
- Zimbres, B., Peres, C.A., Machado, R.B. (2016). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation* 206: 283-292
- Zimbres, B. de Q.C. (2016). Áreas de preservação permanente como corredores ecológicos para a fauna de mamíferos de médio e grande porte no sul da Amazônia. 2016. viii, 119 f., il. Tesis (Doctorado em Zoologia)—Universidade de Brasília, Brasília.