

CALIDAD ESTRUCTURAL Y FUNCIONAL DE ESPACIOS USADOS POR *ALOUATTA SENICULUS* EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL (CÓRDOBA, COLOMBIA)

Natalia Mesa-Sierra¹ y Jairo Pérez-Torres^{2*}

¹Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México. E-mail<nmesasierra@gmail.com>

²Laboratorio de Ecología Funcional, Unidad de Ecología y Sistemática (UNESS), Departamento de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. * Autor para la correspondencia E-mail: <jaiperez@javeriana.edu.co>

Resumen

El mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) es de las pocas especies colombianas de primates que no se encuentra bajo alguna categoría de amenaza. En comparación con otras especies de primates posee una alta plasticidad ecológica, lo que le permite ocupar ambientes más variables en cuanto a tamaño de hábitat y oferta de recursos. Los bosques secos tropicales (BsT) de Colombia han sido fuertemente afectados por la implementación de sistemas ganaderos quedando un porcentaje muy bajo respecto a su distribución original y la mayoría como pequeños fragmentos. Aunque *A. seniculus* puede ocupar estos fragmentos, se desconoce la proporción de ocupación de estos y qué características estructurales o funcionales determinan esta ocupación. Se analizó si las características estructurales, funcionales y espaciales en dos fragmentos de BsT en la reserva natural "Betancí-Guacamayas" (Departamento de Córdoba, Colombia) explicaban el uso del espacio por parte de *A. seniculus*. Se encontró que las características estructurales de la vegetación explican principalmente la utilización de los espacios. Se desarrolló un índice de calidad que describe la probabilidad de ocupación de los espacios disponibles en los fragmentos por parte de la especie, teniendo en cuenta el DAP, la cobertura, el diámetro de copa y la altura de fuste.

Palabras clave: Calidad del hábitat, heterogeneidad espacial, fragmentación de hábitat, uso de hábitat.

Abstract

The red howler monkey (*Alouatta seniculus*) is one of the Colombian species of primates without a category of threat. In comparison with other species of primates, *A. seniculus* has a high ecological plasticity, which allows it to occupy more variable environments in terms of habitat size and amount of resources. The tropical dry forests (TDF) of Colombia have been strongly affected by high impact cattle ranching, leaving few patches of the original vegetation. Although *A. seniculus* is capable to occupy these patches, there is no information about the proportion of occupancy and what structural or functional characteristics determine the use of the space. We analyzed the structural, functional, and spatial characteristics of TDF patches in the natural reserve "Betancí-Guacamayas" (Cordoba, Colombia) that explain the use of space by *A. seniculus*. It was found that the structural characteristics were the main factors that describe the way the primates used the available spaces. A habitat quality index was developed, which describes the probability of occupancy of the patch spaces taking into account the BHD, canopy coverage, canopy diameter and treetop height.

Keywords: Habitat fragmentation, habitat quality, habitat use, spatial heterogeneity.

Introducción

El mono aullador (*Alouatta seniculus*) es la especie de primate que se encuentra más ampliamente distribuida en el neotrópico (Leal y Deffer, 2013) y en los diferentes ecosistemas colombianos. Se distribuye en el 16.2% del área total del país (Stevenson *et al.* 2010), en un rango altitudinal de 0 a 3,000 m de elevación (UICN, 2016). Respecto a otros primates, el género *Alouatta* se caracteriza por su alta plasticidad ecológica, lo que le permite persistir en paisajes donde la disponibilidad de recursos, los procesos de transformación y la pérdida de hábitat son muy variables (Youlatos y Gasc, 1994; Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006; Mandujano & Escobedo-Morales, 2008). Se ha planteado que si después de procesos de intervención del hábitat natural (tala, pérdida de hábitat, fragmentación, implementación de sistemas productivos) el mono aullador se ve afectado negativamente, para otras especies de primates será aún más difícil persistir

(Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2003; Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006).

La presencia y persistencia de *A. seniculus* en el hábitat dependerá de si la estructura y composición florística provee las condiciones mínimas que requiere. Se ha encontrado que el área basal; la altura de los árboles, arbustos y lianas en los diferentes estratos; la cobertura de los árboles; y la disponibilidad de especies potenciales de alimento son las variables que determinan en mayor medida la presencia de esta especie en los bosques (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2003; Wiederholt *et al.*, 2010). Sin embargo, estas investigaciones se han realizado principalmente en bosque húmedo tropical (BhT) y la información sobre estas variables en bosque seco tropical (BsT) es escasa. Es posible predecir que los fragmentos de bosque que actualmente persisten de BsT no son homogéneos en sus características estructurales, debido a factores como el efecto de borde

(Dodonov *et al.*, 2013; Lenz *et al.*, 2014), la forma (Saunders *et al.*, 1991) y el tamaño (Rimbach *et al.*, 2013). Al interior de los fragmentos es posible encontrar un mosaico de condiciones estructurales, ambientales y funcionales que determinan qué espacios son usados por los monos para desplazarse, alimentarse y descansar, entre otros. En la medida que se conozca qué variables determinan la presencia o ausencia del mono aullador en los diferentes espacios de los fragmentos de BsT, se podrá evaluar qué proporción del fragmento es usada efectivamente por los monos. De esta manera sería posible generar modelos que indiquen el potencial que tienen en conjunto los diferentes fragmentos de bosque para permitir la persistencia de esta especie a un nivel regional. Relacionar las características de los espacios usados por los monos dentro de los fragmentos con las rutas de desplazamiento y con los parches de forrajeo, permitirá comprender qué necesita y qué tiene en cuenta la especie para tomar sus decisiones de uso (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Plante *et al.*, 2014). Esta información es necesaria para implementar planes de manejo y de enriquecimiento ambiental de los bosques donde se encuentra la especie.

En el departamento de Córdoba (Colombia) se presenta la tasa de pérdida de BsT más alta del país. Actualmente, a nivel de América Latina se ha perdido 98.5% de la cobertura original (Pennington *et al.*, 2009; Quesada *et al.*, 2009), debido principalmente a la creación de sabanas de pastoreo para la implementación de sistemas ganaderos (Ballesteros *et al.*, 2007; Pennington *et al.*, 2009; Stoner y Sánchez-Azofeifa, 2009). Se prevé que el 75% de los BsT de la región Caribe colombiana se verán afectados por el incremento de la temperatura (Gutierrez y Echeverry, 2014). Como una alternativa a la ganadería extensiva tradicional, se ha buscado implementar sistemas silvopastoriles que conserven o creen áreas de bosque en medio de la matriz de pastizales (Ballesteros *et al.*, 2007). Sin embargo, se desconoce hasta qué punto los bosques en estos sistemas silvopastoriles permiten y facilitan la presencia, el uso del área total de los fragmentos y la persistencia de especies de primates con una alta plasticidad ecológica como *A. seniculus*.

Se analizó la relación entre las características estructurales y funcionales (oferta potencial de alimento) de la vegetación con el uso de los parches de forrajeo y de los espacios para desplazarse por el mono aullador, en dos fragmentos de BsT en un sistema silvopastoril en el departamento de Córdoba. Se elaboró un índice cuantitativo que describe las variables con mayor importancia para el uso (presencia-ausencia) de los espacios por parte de *A. seniculus* dentro de los fragmentos. Este índice podría ser útil para reconocer en otros fragmentos de BsT qué proporción del bosque tiene el potencial de ser usado por los monos aulladores y de esta forma hacer aproximaciones a un nivel regional.

Métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en el departamento de Córdoba, Colombia, en la reserva natural "Betancí - Guacamayas",

municipio de Buenavista, corregimiento de Mejor Esquina (Fig. 1). La región tiene una precipitación anual promedio de 2,300 mm (CVS, 2005), con una época "seca" de cuatro a cinco meses. La principal actividad económica en la región es la ganadería extensiva. El estudio se llevó a cabo en el mes de Julio de 2010 coincidiendo con la época de lluvias. La reserva tiene 60 ha de extensión, que incluyen un mosaico que presenta pastizales con un manejo silvopastoril, remanentes de BsT y varios cuerpos de agua.

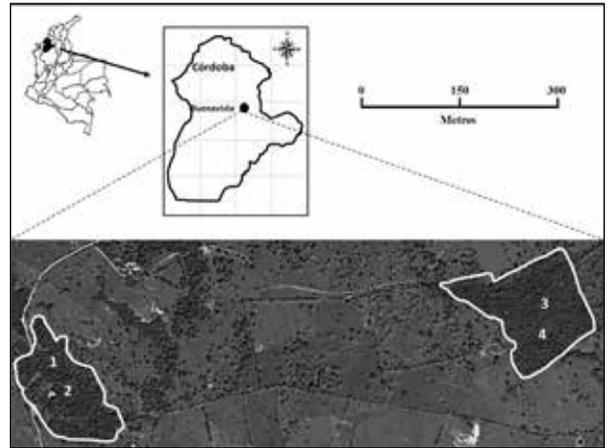


Figura 1. Ubicación del departamento de Córdoba en Colombia. Ubicación del municipio de Buenavista dentro de Córdoba. Ubicación de las parcelas en la reserva natural Betancí-Guacamayas, donde 1 y 2 corresponden a las parcelas de ausencia (A1 y A2 respectivamente) ubicadas en el fragmento "Betancí" y, 3 y 4 a las parcelas de presencia (P1 y P2 respectivamente) ubicadas en el fragmento "Guacamayas".

El fragmento "Betancí" (A1 y A2) se encuentra a una distancia de aproximadamente 82 m de la carretera, tiene un área de 10.16 ha y un perímetro de 2,486.44 m. De acuerdo con el índice de forma (IF=2.2.) se aleja de una forma circular. Por su parte, el fragmento "Guacamayas" (P1 y P2) se encuentra a 487 m de la carretera aproximadamente, tiene una área de 18.06 ha y un perímetro de 3,270.86 m. Presenta forma irregular de acuerdo al índice de forma (IF= 2.17).

Fase de campo

Se establecieron cuatro parcelas de 50 x 20 m (0.1 ha) en dos bosques ubicados dentro de la reserva natural "Betancí - Guacamayas". Se realizaron avistamientos en los cuales se llevaron a cabo jornadas de observación de 11 horas (0600-1700 hrs) en cada uno de los bosques de la reserva. Se realizaron observaciones y búsqueda de indicios (heces, material vegetal consumido, etc.) para reconocer las zonas de forrajeo y descanso de la especie; de esta forma se identificaron qué espacios dentro del fragmento estaban siendo ocupados y usados. Se ubicaron dos parcelas con ocupación y uso de *A. seniculus* (P1 y P2) dentro del bosque "Guacamayas" y dos parcelas (A1 y A2) donde no se registró uso por parte de la especie en el bosque "Betancí".

Medición de variables de la vegetación

En cada parcela se registraron todos los arbustos, árboles y lianas presentes, con un DAP ≥ 1 cm. Se midieron las variables: altura de fuste, altura de la copa, altura del dosel, DAP, diámetro de copa con una cinta métrica (Keson 100'/30m, MC-10M-100), y cobertura con un densiómetro tubular GRS. Se tomaron muestras botánicas en cada parcela y se realizó la identificación de estas. Con base en la revisión de literatura, se identificaron aquellas especies que son consumidas por *A. seniculus* y sus atributos (tipo de hojas y frutos); así mismo, se estimó el porcentaje potencial de familias de plantas que sirven de alimento para el mono aullador por parcela.

Medición de las características de los fragmentos

Se utilizó una fotografía aérea del área de estudio (escala 1: 2,000; fuente IGAC) y se analizó con el programa ArcView 3.2 para calcular la distancia desde cada una de las parcelas hasta las carreteras, así como el perímetro y el área total de los dos fragmentos. Se cuantificó la forma de los fragmentos mediante el índice de Patton (Forman y Godron, 1986) usando la fórmula $SI=P/(2\sqrt{A}\cdot\pi)$ (Donde P es el perímetro del fragmento y A el área de este).

Análisis de datos

Para la descripción de la vegetación en cada parcela se calculó la talla promedio de los árboles ($TA=DC/DAP \cdot AA$), donde DC es el promedio del diámetro de la copa, DAP el promedio del diámetro a la altura del pecho y AA la altura total promedio de los árboles), y, el índice de complejidad estructural ($CE=(TA \cdot C \cdot Aa)/100$), donde TA es la talla promedio de los árboles, C el promedio de la cobertura y Aa la altura total promedio de los arbustos (Ortegón-Martínez y Pérez-Torres, 2007). De acuerdo a la literatura, para primates de la talla de *A. seniculus* el DAP que debe considerarse es ≥ 10 cm (Yioulatos, 1994; Yioulatos, 2001), sin embargo para calcular los valores de TA y CE se utilizaron todos los individuos medidos, puesto que las decisiones de la especie dentro de los fragmentos de bosque no solo dependen de los árboles con DAP mayor a 10 cm sino de todos los árboles que los rodean. Posteriormente se identificaron cuáles variables estructurales explicaban significativamente la presencia-ausencia de *A. seniculus* en los espacios dentro de los fragmentos. Para esto se analizó primero la posible correlación entre las diferentes variables estructurales para descartar aquellas que presentaban colinealidad (Hair *et al.*, 1998; Fiuza y Rodríguez-Pérez, 2000). Se utilizó la prueba no paramétrica de Correlación de rangos de Spearman teniendo en cuenta como criterio de exclusión un valor de correlación superior a $r = 0.59$.

Debido a que la variable presencia-ausencia de los monos es una variable cualitativa binomial se realizaron análisis de regresión logística binomial (Guisande, 2006). Se incluyeron aquellas variables que no presentaron colinealidad. Se aplicaron regresiones de adición y sustracción por pasos, y estándar (opción "introducir" en el programa SPSS versión 15.0) para explorar qué combinación de variables independientes

explicaba mejor la presencia-ausencia. Con estas regresiones se determinó el nivel de significancia con que cada una de las variables explicaba el uso de los espacios por parte de la especie y los coeficientes que debería tener cada una de estas dentro del modelo. Adicionalmente, se evaluó si los datos presentaban diferencias en la forma que se ajustaban a una distribución χ^2 , para evitar que los resultados de la regresión se deban a diferencias entre los datos. Para esto se empleó la prueba de Hosmer & Lemeshow (Manrique, 2002).

Se elaboraron isóclinas que relacionan la presencia-ausencia de los monos con los cambios en las variables independientes. En cada isóclina se evaluaron los rangos de variación en los que se presentan cambios importantes en los valores de frecuencia de presencia-ausencia. A partir de esto, se establecieron los límites de los rangos para cada variable independiente. Cada rango se denotó como "categoría" de manera ascendente (p.e. C1, C2, C3, etc) y se unificó el número de categorías para todas las variables independientes.

Desarrollo del índice de calidad

A partir de los coeficientes derivados de la regresión logística binomial, se empleó un procedimiento estandarizado por Pérez-Torres y colaboradores (2016) para lograr que el nivel de significancia de cada una de las variables fuera congruente con el peso que se le otorga en el modelo. Lo anterior debido a que se ha observado que en varios estudios en los que se elaboran índices de calidad de hábitat, el valor del coeficiente se ha otorgado de manera arbitraria (Mitchell *et al.*, 2002; Loukmas y Halbrook, 2002). Finalmente se realizaron las posibles combinaciones de los valores de las categorías obtenidas de las isóclinas remplazando estos en la ecuación obtenida; se organizaron de forma ascendente y se asignaron los rangos que indican una alta o baja calidad de los espacios disponibles dentro de fragmentos de BsT. A partir de esto, se plantearon los supuestos bajo los cuales el índice desarrollado puede ser aplicado.

Resultados

Vegetación

Se registraron un total de 1,381 individuos en las cuatro parcelas. Se evidenció que en las parcelas ocupadas por *A. seniculus* (P1 y P2) se tuvo un mayor número de arbustos ($n=548$) que de árboles ($n=368$); algo similar se observó en las parcelas con espacios no usados (A1 y A2) con 642 arbustos y 312 árboles. Los parches de forrajeo usados por el mono presentaron un número superior de árboles en comparación con los espacios no usados (A1 y A2). El rango de altura de los árboles en las parcelas P1 y P2 fue superior (11-37 m) al de las parcelas A1 y A2 (3.6 a 4.8 m). En comparación con las parcelas no usadas (A1 y A2), en las parcelas usadas (P1 y P2) el diámetro de la copa de los árboles y el DAP tuvieron valores más altos, mientras que la cobertura del dosel fue menor (Tabla 1). La complejidad estructural de las parcelas P1 y P2 usadas presentó valores intermedios respecto a las parcelas no usadas (Tabla 1).

Tabla 1. Promedios y desviación estándar de las variables estructurales de las parcelas ubicadas en la Reserva Natural Betancí (AA=Altura total de los árboles, DC=Diámetro de copa, DAP=Diámetro a la altura del pecho, C=Cobertura, Aa=Altura total de los arbustos, TA=Talla de los árboles, CE=Complejidad estructural, DS=Desviación estándar).

| Parcelas | Variables Estructurales | | | | | | | | | | | |
|----------|-------------------------|-------|--------|-------|----------|------|-------|-------|--------|------|------|-------|
| | AA (m) | DS | DC (m) | DS | DAP (cm) | DS | C (%) | DS | Aa (m) | DS | TA | CE |
| A1 | 5.90 | ± 4.1 | 2.85 | ± 2.5 | 7.00 | ±6.5 | 60.47 | ±24.6 | 5.88 | ±4.1 | 3.64 | 12.94 |
| A2 | 5.39 | ± 3.3 | 2.58 | ± 2.2 | 6.68 | ±7.8 | 53.34 | ±25.8 | 5.37 | ±3.2 | 2.67 | 7.66 |
| P1 | 5.66 | ± 3.4 | 3.06 | ± 2.5 | 7.91 | ±6.5 | 51.62 | ±27.9 | 5.65 | ±3.4 | 3.25 | 9.46 |
| P2 | 7.02 | ± 4.2 | 3.82 | ± 4.2 | 11.41 | ±9.1 | 45.01 | ±26.5 | 6.99 | ±4.2 | 3.45 | 10.87 |

Se registraron un total de 71 especies agrupadas en 24 familias. De las familias reportadas que son consumidas por *A. seniculus* en los fragmentos de BsT de la reserva natural "Betancí-Guacamayas" (*com. pers.* John Aristizabal-Borja 2010) se registraron cinco en cada una de las parcelas de ocupación (P1 y P2). Las especies con mayor oferta fueron *Guazuma ulmifolia*, *Sapindus* spp. y *Annona* spp. Igualmente en las parcelas de no uso (A1 y A2) se registraron cinco familias de consumo potencial para la especie.

Ocupación de espacios

A partir de la prueba de correlación de Spearman se encontraron cuatro variables que no presentaban colinealidad (DAP, la cobertura, la altura de fuste y el diámetro de la copa). A partir de las isóclinas realizadas con estas variables se establecieron tres categorías de los valores posibles para ser incorporados en el modelo (Tabla. 2). De acuerdo al modelo de regresión logística binomial ($R^2 = 0.145$, $p < 0.05$) todas las variables incluidas en el modelo fueron significativas

(Tabla 2). De acuerdo con el modelo se evidenció que mayores valores del DAP y el diámetro de la copa de los árboles, junto con menores valores de cobertura y altura del fuste favorecen la presencia del mono aullador. Finalmente, se obtuvo el índice que permite evaluar la calidad de los espacios disponibles dentro de fragmentos de BsT (Ecuación 1).

$$ICH = 0.0282 + (0.0833 \text{ DAP}) + (0.0819 \text{ C}) + (0.0711 \text{ AF}) + (0.0689 \text{ DC}) \text{ Ecuación 1}$$

Se definieron siete categorías, de acuerdo al índice planteado, las cuales representan una aproximación sobre la condición del espacio evaluado (Tabla 3).

Discusión

Los estudios realizados en Sur América para el género *Alouatta* que han evaluado las características vegetales y estructurales de los hábitats, se han realizado en bosques húmedos tropicales (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007; 2008; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2003; Mandujano &

Tabla 2. Promedios y desviación estándar de las variables estructurales de las parcelas ubicadas en la Reserva Natural Betancí (AA=Altura total de los árboles, DC=Diámetro de copa, DAP=Diámetro a la altura del pecho, C=Cobertura, Aa=Altura total de los arbustos, TA=Talla de los árboles, CE=Complejidad estructural, DS=Desviación estándar).

| Variable | Categoría | Valor | B | Sig. |
|---------------|-----------|--------------|--------|-------|
| DAP (cm) | 1 | 0.35 - 3.65 | 0.04 | 0.018 |
| | 2 | 3.66 - 5.53 | | |
| | 3 | 5.54 - 93.9 | | |
| AF (m) | 1 | 3.1 - 4.24 | -0.118 | 0.007 |
| | 2 | 4.25 - 5.7 | | |
| | 3 | 5.8 - 30 | | |
| Cobertura (%) | 1 | 3 - 50.5 | -0.023 | 0.000 |
| | 2 | 50.6 - 64 | | |
| | 3 | 65 - 100 | | |
| DC (m) | 1 | 0.35 - 2.5 | 0.150 | 0.001 |
| | 2 | 2.6 - 3.66 | | |
| | 3 | 3.67 - 23.74 | | |
| Constante | | | 1.044 | 0.000 |

Tabla 3. Descripción de los valores de cada categoría para el índice.

| Categoría | Valores | Descripción |
|-----------|---------------|--|
| 1 | 0.333 - 0.487 | Es un espacio que no permite la presencia de la especie. Las características son desfavorables |
| 2 | 0.497 - 0.565 | Este espacio presenta una calidad deficiente para el uso de la especie |
| 3 | 0.567 - 0.627 | Algunas variables pueden estar cercanas a valores óptimos. Sin embargo, en conjunto el espacio es desfavorable |
| 4 | 0.634 - 0.651 | Aun cuando las condiciones no son las ideales, la especie se encuentra en la capacidad de hacer uso del espacio |
| 5 | 0.652 - 0.719 | Presenta buenas condiciones. Es necesario revisar los valores de cada variable para tomar decisiones de manejo |
| 6 | 0.720 - 0.791 | Espacio del fragmento de buena calidad para el uso por parte de la especie |
| 7 | 0.792 - 0.943 | Es un espacio donde las características estructurales del fragmento son óptimas y permiten que la especie use el espacio |

Estrada, 2005). Este trabajo es la primera aproximación en zonas de bosque seco tropical (BsT). Aunque en el departamento de Córdoba los BsT se encuentran reducidos a pequeños fragmentos (Ballesteros *et al.*, 2007) la especie *Alouatta seniculus* aún persiste en ellos (Ballesteros *et al.*, 2007). Los diferentes estudios de las especies de este género no han considerado las características estructurales de los espacios disponibles dentro de los fragmentos que influyen el uso de la totalidad del área (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008). La sola presencia de la especie no asegura que el fragmento es adecuado o es utilizado en su totalidad y se le puede considerar erróneamente como un espacio habitable y óptimo con fines de manejo y conservación. Por lo anterior, es necesario un mayor detalle en el análisis de la calidad de los espacios usados dentro del fragmento con el fin de conocer qué proporción del fragmento es realmente usado por la especie.

Estructura Vegetal

En la reserva natural “Betancí – Guacamayas” los fragmentos han sido expuestos a diferentes niveles de transformación. En el fragmento “Betancí” (parcelas A1 y A2 de ausencia) se presentó el mayor número de hierbas y arbustos, en comparación con el fragmento “Guacamayas” (parcelas P1 y P2 de presencia). Además, se han perdido árboles de gran porte. Por el contrario en las parcelas (P1 y P2) donde está presente el mono aullador, aunque tienen un gran número de arbustos, cuentan con árboles de gran porte. Estos tienen el potencial de proporcionar una mayor cobertura de dosel que implica mayor producción de hojas y frutos (Stevenson *et al.*, 2005; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007), así como una mayor cantidad de estructuras de soporte para el desplazamiento. En cuanto a la oferta alimentaria, es importante reconocer que las especies con mayor aporte a la oferta se caracterizan por ofrecer frutos carnosos con alto contenido energético. Adicionalmente, especies como *Annona* spp. tienen una alta producción de hojas glabras y perennifolias, generando una oferta de hojas durante todo el año. Esto representa una diferencia

y ventaja de las parcelas P1 y P2 pues en ecosistemas secos tropicales durante la época de defoliación la oferta para el mono aullador se ve claramente reducida. Sin embargo, es importante reconocer que es necesaria una evaluación más exhaustiva de la oferta alimentaria para identificar qué especies pueden enriquecer de manera más efectiva los parches de forrajeo para el mono.

Atributos del fragmento

Aunque por el tamaño de los dos fragmentos (>10ha) es posible esperar que la especie esté presente (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2005; Mandujano y Estrada, 2005), el fragmento “Betancí” no está siendo usado. En este fragmento se encontró una mayor variedad de familias botánicas que podrían ser potencialmente utilizadas por el mono. Esto indica que, a pesar de presentar una mayor oferta de alimento potencial, este fragmento debe presentar otras características que impiden su uso por parte del mono. La cercanía a las carreteras puede estar covariando con las características estructurales de la vegetación. El fragmento con ausencia de monos es el más cercano a la carretera donde hay un flujo continuo de personas y tienen un mayor acceso a este (en la zona hay actividad de cacería ilegal). Esto puede influir en que *A. seniculus* se vea obligado a limitar sus rangos de hogar, ya que son zonas con mayor exposición a presiones como cacería, parasitismo o enfermedades (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006; Mandujano y Escobedo-Morales, 2008). Esto resalta la necesidad de evaluar las características generales de un fragmento, pues aunque la especie se encuentre presente es indispensable reconocer bajo qué condiciones está haciendo uso de los espacios.

Evaluación de los espacios de uso de *A. seniculus*

Al evaluar si en el modelo se incluirían todos los individuos o solo aquellos con un DAP > 10 cm se encontró que al incluirlos todos se obtenía una *R2* mayor. Esto evidencia que aun cuando la especie requiere de árboles con un DAP

> 10cm, al momento de decidir cuál va a ser su ruta y su parche de forrajeo, estas decisiones deben considerar todos los elementos que componen el paisaje que lo rodea (Boyer *et al.*, 2006). Sin embargo, el porcentaje de explicación que se alcanzó con la regresión fue de 14.5%. Este porcentaje es bajo para poder determinar la calidad de un espacio dentro del bosque. En este sentido, el índice que desarrollamos es un primer acercamiento y una propuesta de herramienta para evaluar los espacios dentro de fragmentos de BsT. La ecuación del índice incluyó cuatro variables estructurales (DAP, Cobertura, DC y altura de fuste), las cuales se relacionan con los requisitos de desplazamiento y disponibilidad de recursos alimentarios de *A. seniculus* (Yioulatos, 1994; Wiederholt *et al.*, 2010). Estadísticamente, la variable que presentó el mayor peso dentro del índice (Ecuación 1) fue el DAP. Esta variable a nivel biológico es de importancia tanto estructural como funcional, ya que refleja el grosor y la talla de los árboles (Stevenson *et al.*, 2000; Youlatos, 2001; Aquino y Bodmer, 2004; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007). Incluir esta variable para analizar el uso del espacio por *A. seniculus* permite evaluar en qué medida es necesario considerar el grosor de los árboles que soporten por un lado el desplazamiento, y por otra parte, que aseguren una producción de hojas y frutos óptima (Stevenson *et al.*, 2000; Aquino y Bodmer, 2004, Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007).

El escenario que se evaluó en este estudio fue de fragmentos de BsT inmersos en sistemas de ganadería extensiva con manejo silvopastoril. Es necesario entonces determinar qué otras variables estructurales podrían tenerse en cuenta en otros escenarios. Consideramos importante resaltar que al momento de aplicar el índice, deben medirse todos los árboles que se encuentren dentro del espacio, independientemente del DAP, ya que los individuos de *A. seniculus* igualmente deberán tomar decisiones de uso frente a todos los árboles presentes en el fragmento para establecer sus rutas de forrajeo. Debe considerarse también que este estudio se realizó en época de lluvias (momento de mayor oferta de alimento). Es necesario realizar estudios en época seca para determinar si los monos cambian sus preferencias de uso en momentos en que el alimento es escaso.

Implicaciones para la conservación

Nuestro estudio resalta que las características estructurales de la vegetación al interior de fragmentos de BsT asociados a sistemas de ganadería son importantes para determinar el porcentaje de uso del espacio por parte de *A. Seniculus*. Se evidencia que características estructurales como el DAP, la talla de los árboles, los hábitos de crecimiento y la altura de estos, pueden incidir sobre las decisiones del uso del espacio al interior del fragmento. Esto se relaciona con la inversión de energía que los monos hacen para obtener el alimento y al hecho que forrajean en grupo (en algunos casos las ramas deberán sostener a más de un individuo al tiempo). Aunque haya alimento disponible en el fragmento, es posible que este no sea usado por características estructurales que limiten el desplazamiento. Entender y analizar los componentes estructurales de la vegetación podría brindar una mejor

comprensión de qué fragmentos realmente podrían ser usados en procesos de reintroducción.

Agradecimientos

A Jesús Ballesteros, cuyo proyecto doctoral permitió realizar este trabajo de investigación. A Paul Betancourt y Ricardo Escobar, directores de la reserva natural "Betancí-Guacamayas", quienes apoyaron el trabajo en su reserva y nos proveyeron los recursos necesarios para su desarrollo. Al Laboratorio de Ecología Funcional de la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ-ID Proyecto: 5695) por el apoyo en campo y el análisis de datos.

Referencias

- Aquino, R. y Bodmer, R. 2004. Plantas útiles en la alimentación de primates en la cuenta del río Samiria, amazonia peruana. *Neotrop. Primates*. 12 (1): 1–6.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. 2003. Comparación de la estructura vegetal entre fragmentos desocupados y ocupados por *Alouatta palliata mexicana* en el sureste de México. *Neotrop. Primates*. 11(3): 170–173.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. 2006. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *Int. J. Primatol.* 27 (4): 1079–1095.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano S. y Cuende-Fanton, C. 2005. Ocupación de parches de selva por monos aulladores *Alouatta palliata mexicana* en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en Los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*. ii: 23–34.
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I., Garmendia, A., Solá, M. y Estrada, A. 2013. The relative impact of forest patch and landscape attributes on Black Howler Monkey populations in the fragmented La Candoná rainforest, Mexico. *Landsc. Ecol.* 28 (9): 1717–1727.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S., Benitez-Malvido, J. y Cuende-Fanton, C. 2007. The influence of large tree density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica*. 39 (6): 760–766.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. y Benitez-Malvido, J. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *Am. J. Primatol.* 70: 69–77.
- Ballesteros, J., Racero, J. y Nuñez, M. 2007. Diversidad de murciélagos en cuatro localidades de la zona costanera del departamento de Córdoba-Colombia. *Rev. Mvz. Córdoba*. 12 (2): 1013–1019.
- Boyer, D., Denis-Fernandez, G., Miramontes, O., Mateos, J., Cocho, G., Larralde, H., Ramos, H. y Rojas, F. 2006. Scale-free foraging by primates emerges from their interaction with a complex environment. *Proc. Biol. Sci.* 273 (1595): 1743–1750.
- Dodonov, P., Harper, K. A. y Silva-Matos, D. M. 2013. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: vegetation and microclimate at edges in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecol.* 214 (11): 1345–1359.
- Fiuza, M. y Rodríguez-Perez, J. 2000. La regresión logística: una herramienta versátil. *Nefrología*. 20 (6): 495–500.

- Forman, R. y Godron, M. 1986. *Landsc. Ecol.* Wiley, New York.
- Guisande, C. 2006. *Tratamiento de datos*. Ediciones Díaz de Santos, España.
- Gutiérrez, J. y Echeverry, M. 2014. Cambio climático y biomas colombianos. En: *Estado y tendencias de la biodiversidad continental en Colombia*. Bello, et al. (eds.). Instituto Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- Hair, J., Anderson, R., Tatham, R. y Black, W. 1998. *Multivariate data analysis*. Quinta edición. Prentice Hall, Estados Unidos de América.
- Leal, S. A. Z. y Deffler, T. R. 2013. Sympatric distribution of two species of *Alouatta* (*A. seniculus* and *A. palliata*: Primates) in Chocó, Colombia. *Neotrop. Primates*. 20 (1): 1–11.
- Lenz, B., Jack, K. M. y Spironello, W. 2014. Edge effects in the primate community of the biological dynamics of forest fragments project, Amazonas, Brazil. *Am. J. Phys. Anthropol.* 155 (3): 436–446.
- Mandujano, S. y Escobedo-Morales, L. 2008. Population viability analysis of Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Trop. Conserv. Sci.* 1: 43–62.
- Mandujano, S. y Estrada, A. 2005. Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores, *Alouatta palliata*, en Los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*. ii: 11–21.
- Manrique, L. 2002. Análisis estadístico de los factores de riesgo que influyen en la enfermedad angina de pecho. Reporte no publicado. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú.
- Ortegón-Martínez, D. y Pérez-Torres, J. 2007. Estructura y composición del ensamblaje de murciélagos (Chiroptera) asociado a un cafetal con sombrío en la Mesa de Los Santos (Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas*. 29 (87): 215–228.
- Pennington, R., Lavin, M. y Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol.* 40: 437–457.
- Pérez-Torres, J., Morales, A. y Latorre, M. C. (en preparación) Logit-HQ: Un protocolo general para desarrollar índices de calidad de hábitat para fauna silvestre.
- Plante, S., Colchero, F., y Calmé, S. 2014. Foraging strategy of a Neotropical primate: how intrinsic and extrinsic factors influence destination and residence time. *J. Anim. Ecol.* 83(1): 116–125.
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, A., Alvarez-Añorve, A., Stoner, K., Avila-Cadabilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espirito-Santo, M., Fagundes, M., Fernandes, G., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Cerdeira, L., Powers, J., Neves, F., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R. y Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *For. Ecol. Manage.* 258: 1014–1024.
- Rimbach, R., Link, A., Heistermann, M., Gómez-Posada, C., Galvis, N. y Heymann, E. 2013. Effects of logging, hunting, and forest fragment size on physiological stress levels of two sympatric Ateline primates in Colombia. *Conserv. Physiol.* 1 (1): cot031.
- Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5 (1): 18–32.
- Stevenson, P., Link, A. y Ramírez, B. 2005. Frugivory and seed fate in *Bursera inversa* (Burseraceae) at Tinigua park, Colombia: implications for primate conservation. *Biotropica*. 37 (3): 431–438.
- Stevenson, P., Quinones, M. y Ahumada, J. 2000. Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical primates at Tinigua national park, Colombia. *Biotropica*. 32 (3): 533–544.
- Stoner, K. y Sánchez-Azofeifa, G. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forest in the Americas: implications for management. *For. Ecol. Manage.* 258: 903–906.
- UICN. 2016. UICN Red list of threatened species. Website: www.iucnredlist.org. Consultado: 19 de abril 2016.
- Wiederholt, R., Fernandez-Duque, E., Diefenbach, D. y Rudran, R. 2010. Modeling the impacts of hunting on the population dynamics of Red Howler Monkeys (*Alouatta seniculus*). *Ecol. Model.* [In press]. doi 10.1016/j.ecolmodel.2010.06.026
- Youlatos, D. 1994. Maîtrise de l'espace et accès aux ressources chez le singe Hurlleur Roux (*Alouatta seniculus*) de la Guyane Française – étude morpho-fonctionnelle. Tesis de doctorado. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Youlatos, D. 2001. Locomotion of new world monkeys: interactions of intrinsic and extrinsic factors. *Primateologie* 4: 165–189.
- Youlatos, D. y Gasc, J. 1994. A preliminary study of head-first descent of lianas in the Red Howler Monkey, *Alouatta seniculus*, in a primary rain forest of French Guiana. Tesis de doctorado. Université Louis Pasteur, Francia.