



Artículo de investigación

Uso de hábitat y diversidad de mamíferos en cultivos de marañón de la altillanura en la Orinoquia colombiana

Habitat use and mammal diversity in cashew plantations of the high plains in the Colombian Orinoquia

Lina Henao Fernández¹, Francisco Sanchez¹, Silvia J. Alvarez²

¹ Universidad de los Llanos, Km 12 vía Puerto López, Villavicencio, Colombia. fsanchezbarrera@unillanos.edu.co,

² Wildlife Conservation Society, Carrera 13 #77a-42, Bogotá, Colombia. salvarez@wcs.org.

* Autor por correspondencia: lina.henao@unillanos.edu.co

Recibido: 25 de septiembre de 2024. **Revisado:** 11 de julio de 2025. **Aceptado:** 01 de septiembre de 2025

Editor Asociado: Héctor E. Ramírez-Chaves

Citation/ citar este artículo como: Henao Fernández, L., Sánchez, F. and Alvarez, S. J. (2025). Uso de hábitat y diversidad de mamíferos en cultivos de marañón de la altillanura en la Orinoquia colombiana. *Acta Biol. Colomb.* 30(3), 5-16 <https://doi.org/10.15446/abc.v30n3.116751>

RESUMEN

En los Llanos Orientales de Colombia, la expansión de la agroindustria amenaza la biodiversidad, afectando particularmente a las especies que dependen de áreas boscosas y sabanas. Las plantaciones de marañón, al ofrecer vegetación arbórea, podrían servir como hábitat complementario, proporcionando alimento y corredores para el desplazamiento entre fragmentos de bosque. Sin embargo, su estructura y composición son menos diversas y complejas que la de bosques nativos. Por lo anterior, evaluamos el efecto del cultivo de marañón sobre la diversidad y uso de hábitat de las especies de mamíferos al comparar esta cobertura con el bosque y la sabana en un área de la altillanura colombiana. Instalamos cámaras trampa en plantaciones de marañón, bosque de galería y sabana en época de bajas precipitaciones y en época de lluvias. Registramos 22 especies de mamíferos terrestres, de las cuales nueve usaron las plantaciones de marañón. *Cavia cf. aperea* fue registrada exclusivamente en cultivo, mientras que dos especies se observaron solo en sabana y diez solo en bosque. Hubo diferencias significativas en la composición de especies entre las coberturas y el análisis de selección de hábitat mostró que cuatro especies prefieren los cultivos. La ocurrencia de *Tapirus terrestris* y *Odocoileus virginianus* estuvo relacionada con la distancia a vías, presentándose mayor tasa de captura a mayor distancia de las vías. Las plantaciones ofrecen hábitats complementarios para algunas especies de mamíferos. Sugerimos desarrollar estrategias de manejo que integren la conservación de hábitats naturales con prácticas agroindustriales adecuadas para conservar la diversidad de mamíferos de los Llanos.

Palabras clave: Cambio de uso del suelo, llanos orientales, monocultivos, *Tapirus terrestres*, transformación de sabanas.

ABSTRACT

In the Eastern Plains of Colombia, the expansion of agribusiness threatens biodiversity, particularly impacting species that depend on forested areas and savannas. Cashew plantations could serve as complementary habitats by providing tree cover, offering food, and corridors for movement between forest fragments. However, their structure and composition are less diverse and complex than native forests. In light of the above, we assessed how cashew cultivation influences mammal species diversity and habitat use, comparing it with forest and savanna in an area of the Colombian Llanos. We installed camera traps in cashew plantations, gallery forests, and savannas during the dry and rainy seasons. We recorded 22 species of terrestrial mammals, nine of which used cashew plantations. *Cavia cf. aperea* was recorded exclusively in plantations, whereas two species were observed only in savannas, and ten exclusively in forests. There were significant differences in species composition among the habitats, and habitat selection showed that four species preferred plantations. The occurrence of *Tapirus terrestris* and *Odocoileus virginianus* was related to road distance, with higher capture rates at greater distances from roads. Plantations offer complementary habitats for some mammal species. We recommend developing management strategies that integrate the conservation of native habitats with agro-industrial practices to conserve mammal diversity in the llanos.

Keywords: Land-use change, eastern plains, monocultures, *Tapirus terrestris*, savanna transformation.

INTRODUCCIÓN

La expansión agrícola, junto con la consecuente pérdida de ecosistemas naturales, constituye uno de los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad a nivel global; además de estar asociada a la contaminación, influenciada por los patrones de consumo y el crecimiento de la población humana (Odegard y van der Voet, 2014; Tripathi *et al.*, 2021). Se proyecta que para 2050 se dé un aumento del 60 % en la producción de alimentos para satisfacer la creciente población humana, lo que implicaría un aumento de 238 millones de hectáreas de tierra cultivable principalmente en América Latina y el Caribe (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2018).

La Orinoquia colombiana incluye un mosaico de ecosistemas entre los que se cuentan sabanas, humedales, pastizales y bosques (Ordúz-Rodríguez y Rodríguez-Polanco, 2022). Sin embargo, la expansión agrícola ha transformado sabanas tradicionales dedicadas a ganadería en cultivos como palma de aceite, arroz, soya, maíz y especies forestales, afectando estos ecosistemas al reemplazarlos con monocultivos y pastos introducidos (Romero-Ruiz *et al.*, 2012; Álvarez *et al.*, 2024). Desde los años 1970s, la conversión de sabanas en tierras agrícolas en los Llanos Orientales ha aumentado rápidamente, con una tasa estimada de 2,000 km² por año para 2020 (Etter *et al.*, 2010). En la última década, las sabanas de la altillanura han experimentado una acelerada transformación de más de 500.000 ha debido a la expansión agroindustrial, que incluye la introducción de cultivos de marañón *Anacardium occidentale* (Álvarez *et al.*, 2024). Hasta el año 2023, se estimó que en la altillanura había un poco más de 11,000 ha de cultivo de marañón (Agrosavia y WCS, sin publicar).

La mayoría de los mamíferos están amenazados por la pérdida y fragmentación de hábitat a causa de la expansión agrícola (Tripathi *et al.*, 2021). La implementación de cultivos de marañón en regiones tropicales, sin entender su impacto sobre la fauna silvestre, requiere evaluar su papel tanto como amenaza y/o como hábitat complementario para la conservación de mamíferos. Esto es especialmente relevante en la altillanura, donde no existen estudios de esta relación. Por lo anterior, evaluamos el efecto del cultivo de marañón sobre la diversidad y uso de hábitat de las especies de mamíferos al comparar esta cobertura con el bosque y la sabana en un área de la altillanura colombiana. Dado que estas coberturas varían en estructura y recursos para los mamíferos neotropicales, planteamos dar respuesta a las siguientes preguntas: 1) ¿cómo varía la diversidad de mamíferos en los cultivos, fragmentos de bosque de galería y sabana? y 2) ¿hay diferencias en el uso y selección de hábitat por los mamíferos dependiendo de la cobertura y de factores asociados a la presencia humana como distancia a vías, asentamientos humanos y frecuencia de animales domésticos y humanos?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El muestreo se realizó en cinco fincas ubicadas en la vereda La Libertad y El Progreso, municipio de Puerto Carreño, Vichada, Colombia; coordenadas: Finca Manantial 5° 49' 35" N, 68° 22' 1" W; Finca Soledad 5° 39' 45" N, 67° 53' 0" W; Finca Santa María del Juriepe 6° 13' 54.0" N, 67° 46' 25.35" W; Finca Kardianuts 06° 09' 56.90" N, 67° 56' 17.79" W; Finca Canapro-La Sonora 06° 10' 18.72" N, 67° 43' 14.16" W (Fig. 1). Puerto Carreño presenta una precipitación media anual de 2,233 mm, un patrón de lluvias monomodal, con una época de lluvias desde abril hasta noviembre y una época seca de diciembre a marzo (Ordúz-Rodríguez y Rodríguez-Polanco, 2022). Presenta una temperatura media anual del aire de 28.5 °C y se localiza a ~50 m s.n.m (Ordúz-Rodríguez y Rodríguez-Polanco, 2022), y predominan ecosistemas naturales como diferentes tipos de sabanas y bosques de galería (Cruz-Antía y Gómez, 2010).

Muestreo con cámaras trampa.

Recopilamos los datos en dos épocas del año: primer muestreo en época de bajas precipitaciones/reproductiva para el marañón y segundo en época de lluvias/vegetativa para el marañón. En el primer muestreo instalamos 53 cámaras trampa y en el segundo instalamos 48 cámaras trampa de tres referencias distintas: Browning BTC-5HD-MXP, Reconix HC500 Hyperfire y Reconix HF2X Hyperfire 2. En cada finca instalamos once cámaras trampa, distribuidas así: cuatro cámaras en cultivo de marañón, cuatro cámaras en bosque de galería y tres cámaras en sabana; con mínimo 700-1000 m entre cámaras vecinas en cada cobertura. Las cámaras se instalaron a una altura de 40 o 50 cm del suelo y paralelas al suelo (O'Brien, 2011). Para la instalación de las cámaras se tuvo en cuenta rastros y señales de mamíferos, como, por ejemplo: marcas de garras, huellas, heces, así como cercanía a caminaderos o senderos que evidenciaran el paso o actividad reciente de animales (Díaz-Pulido y Payán-Garrido, 2012). Sincronizamos las horas y fechas de las cámaras, y las configuramos para tomar el mayor número de fotos disponible según el equipo, siete fotografías para Browning BTC-5HD-MXP y cinco fotografías para Reconix HC500 Hyperfire y Reconix HF2X Hyperfire 2, en intervalos de un segundo en caso de que el animal permaneciera dentro del rango de activación de la cámara. El esfuerzo de muestreo se expresó en cámaras×noche, definido como una cámara instalada y operativa durante una noche completa. Durante el primer muestreo, realizamos un esfuerzo de muestreo de 1200 cámaras×noche en cultivos de marañón y bosque; mientras que en sabana el esfuerzo fue de 840 cámaras×noche. Para el segundo muestreo, el esfuerzo de muestreo fue de 900 cámaras×noche en cultivos de marañón, 540 cámaras×noche en sabana y 630 cámaras×noche en bosque. La diferencia en el esfuerzo de muestreo se debió

a que en la época de lluvia se presentaron inundaciones del río Bitá sobre las áreas de bosque que afectaron el funcionamiento de las cámaras y redujeron el área disponible de esta cobertura en tres fincas. La identificación de las fotografías obtenidas se realizó utilizando la experiencia de los autores en campo, complementada con literatura científica relevante (Emmons y Feer, 1997; Pérez *et al.*, 2009), y utilizando el software Wildlife Insights®. Adicionalmente, cada imagen se vinculó con la siguiente información: georeferenciación (GPS), identificación taxonómica hasta el mayor grado de resolución posible y finalmente las categorías de amenaza para cada especie de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN], 2023.

Composición y diversidad de especies.

Comparamos la composición de especies entre cultivos de marañón, bosque y sabana, mediante un análisis de similaridad, ANOSIM, usando el índice de disimilitud de Bray-Curtis y el número de registros independientes por especie (Chao and Jost 2012). El análisis se realizó en el software R, empleando el paquete *vegan* (Oksanen *et al.* 2022), siguiendo los lineamientos planteados por Chao y Jost (2012). Consideramos registros independientes de una misma especie aquellos con al menos 60 minutos de diferencia entre fotos tomadas en cada cobertura por la misma cámara (O'Brien, 2011). También usamos un análisis de disimilaridad SIMPER con el programa Past 3.25 (Gibert y Escarguel, 2019). Medimos la diversidad de mamíferos terrestres a partir de los números de Hill con el paquete "iNEXT" en el ambiente de programación R v. 4.3.3. En síntesis, q_0 mide la riqueza observada sin considerar su abundancia relativa, q_1 es el índice exponencial de Shannon y q_2 es el índice inverso de Simpson que da mayor peso a especies más abundantes (Chao y Jost, 2012). Estimamos la representatividad del muestreo basados en la completitud de la muestra de acuerdo con el tamaño de la comunidad (Chao y Jost, 2012). Las comparaciones entre coberturas y entre temporadas se realizaron mediante la inspección de los intervalos de confianza del 95% de los estimadores de diversidad. Se consideró que existían diferencias cuando dichos intervalos no se superponían.

Selección de hábitat.

Para estimar la selección de hábitat de los mamíferos terrestres, usamos el número de registros independientes por especie (Maffei *et al.*, 2002; O'Brien, 2011). El área disponible por cobertura la estimamos con el software QGIS 3.28.1 (Geographic Information System) mediante áreas con polígonos. Para evaluar la selección de hábitat, calculamos el coeficiente de selección estandarizado de Manly (Wi) (Manly *et al.*, 2002), Con base en la siguiente fórmula:

$$\alpha_i = \frac{r_i}{n_i} \frac{1}{\sum \left(\frac{r_i}{n_i} \right)}$$

donde: r_i es la proporción de uso del recurso i , n_i es la proporción del recurso i disponible en la muestra. En este contexto, $\alpha_i > 1$ indica selección a favor de la cobertura, $\alpha_i = 1$ no selección, y $\alpha_i < 1$ indica que la especie evita la cobertura. Realizamos los cálculos utilizando el paquete "adehabitatHS" en el R v. 4.3.3 (Calenge, 2006). Debido a la limitada cantidad de registros, agrupamos todos los registros por especie y cobertura, sin diferenciar por finca y evaluamos aquellas especies con más de 20 registros.

Efecto de las covariables antrópicas sobre el uso de hábitat.

Examinamos la influencia de la actividad humana sobre el uso de hábitat de cuatro especies de mamíferos mediante modelos lineales generalizados (GLM). En los modelos utilizamos como covariables: distancia a la vía más cercana, distancia al asentamiento humano más cercano, tasa de captura de perros, porcinos y bovinos/equinos en las cámaras y presencia/ausencia de humanos en las cámaras. Calculamos la abundancia relativa de cada especie doméstica usando el número de registros independientes por unidad de esfuerzo. Las covariables del paisaje se midieron tanto en campo como a partir de capas SIG en QGIS 3.28.1, y se utilizó el método de "distancia al vecino más cercano" para calcular las distancias de cada cámara a las vías y asentamientos humanos. Construimos un conjunto de GLM para modelar el uso de hábitat en especies con al menos 20 registros independientes de cámaras trampa mediante los paquetes 'lme4' en R v. 4.3.3 (Harrison *et al.*, 2018). Para visualizar los GLM empleamos los paquetes 'sjplot' y 'ggplot2'. Los mejores modelos se escogieron con base en la interpretación de la significancia de las covariables incluidas en los GLM. El nivel de significancia que escogimos para todas las pruebas estadísticas fue $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

Composición y diversidad de especies.

Analizamos 305,736 fotos, en las cuales se identificaron 8,883 imágenes de mamíferos silvestres. Registramos 22 especies de mamíferos: 16 especies en bosque de galería, diez especies en sabana y nueve especies en cultivos de marañón. El orden con mayor número de especies fue Carnívora con seis especies, mientras que Primates y Perissodactyla presentaron solo una especie, *Cebus albifrons* y *Tapirus terrestris*, respectivamente. Diez especies fueron exclusivas del bosque de galería: *C. albifrons*, *Dasyprocta fuliginosa*, *Eira barbara*, *Leopardus pardalis*, *Metachirus nudicaudatus*, *Puma concolor*, *Panthera onca*, *Tayassu pecari* y un roedor no identificado. En

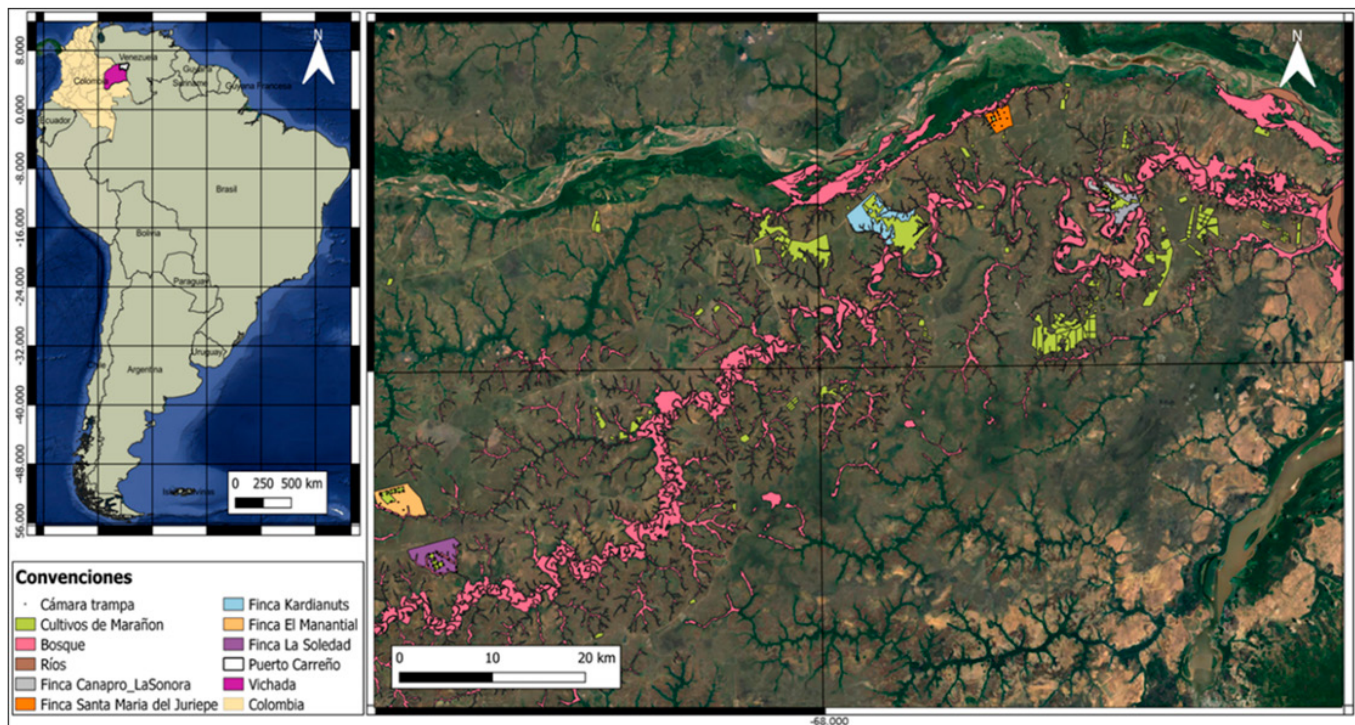


Figura 1. Paisaje de las fincas en Puerto Carreño, Vichada, Colombia donde se realizó el estudio. Las fincas se encuentran aproximadamente a 50 m s.n.m. Se puede observar los drenajes y las vías cercanas a cada predio. Imagen de Google satelital obtenida con QGIS 3.28.1 2022

cultivos de marañón registramos nueve especies: *T. terrestris*, *Cerdocyon thous*, *Odocoileus virginianus*, *Cavia cf. aperea*, *Sylvilagus* sp., *Tamandua tetradactyla*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Puma yagouaroundi*, *Dasyus* sp. De estas, *Cavia cf. aperea* solo se registró en los cultivos. Hubo diferencias significativas en la composición de especies entre el bosque respecto a la sabana y entre el bosque y el cultivo en ambas épocas de muestreo (ANOSIM $R = 0,1748$ $P < 0,01$). No encontramos diferencias significativas en la composición entre la sabana y el cultivo en ninguna de las dos épocas. El análisis de SIMPER indicó una disimilaridad entre las coberturas de 86,78 %; *D. fuliginosa*, *O. virginianus*, *T. pexari*, *C. thous* contribuyeron con un 57,85 % de la disimilitud acumulada entre las coberturas. Estas especies fueron las que tuvieron mayor número de registros en una cobertura particular: *D. fuliginosa* y *T. pexari* en el bosque, *O. virginianus* y *C. thous* en el cultivo.

La completitud mínima registrada fue del 91 %, por lo que todas las coberturas alcanzaron valores altos de completitud en ambos muestreos. No se detectaron diferencias en la riqueza (q_0) entre las coberturas, dado que los intervalos de confianza al 95 % de las estimaciones de diversidad se superponen. En contraste, los intervalos de q_1 no se traslaparon entre muestreos en bosque, lo que indica diferencias significativas en la diversidad de Shannon. Para q_2 , los intervalos de confianza se superpusieron entre sabana, cultivo y bosque, por lo que no se consideraron diferencias significativas en la diversidad de Simpson (Fig 2).

Selección de hábitat. Diez especies solo se encontraron en los fragmentos de bosque, por lo que el índice de Manly indicó la selección de este hábitat. Dos especies de armadillos, *Dasyus novemcinctus* y *Dasyus sabanicola* se registraron sólo en la sabana, mientras que *Cavia cf. aperea* fue exclusiva del cultivo de marañón, lo que indica que seleccionó este hábitat. Cuatro especies usaron las tres coberturas, *C. thous*, *O. virginianus*, *Sylvilagus* sp. y *T. terrestris* y todas seleccionaron el cultivo de marañón. Por su parte, *M. tridactyla* seleccionó la sabana, y usó el bosque y cultivo en función de su disponibilidad en el paisaje. Las especies *C. thous* y *Sylvilagus* sp. no mostraron preferencia por la sabana, es decir, la utilizaron en proporción a su disponibilidad en el paisaje. Por su parte, *O. virginianus* y *T. terrestris* no evidenciaron preferencia entre las coberturas naturales (bosque y sabana), utilizándolas de acuerdo con su disponibilidad (Fig. 3). Nótese que *T. terrestris* únicamente fue registrada durante el primer muestreo, coincidiendo con la época reproductiva del marañón.

Efecto de las covariables antrópicas sobre el uso de hábitat.

De acuerdo con el GLM para *T. terrestris*, encontramos una relación positiva entre la tasa de captura de *T. terrestris* y la distancia a las vías en las coberturas de bosque y cultivo (Fig. 4e). De manera similar, *O. virginianus* también presentó mayor tasa de captura a distancias más alejadas de las vías en el cultivo. En general, parece haber un punto

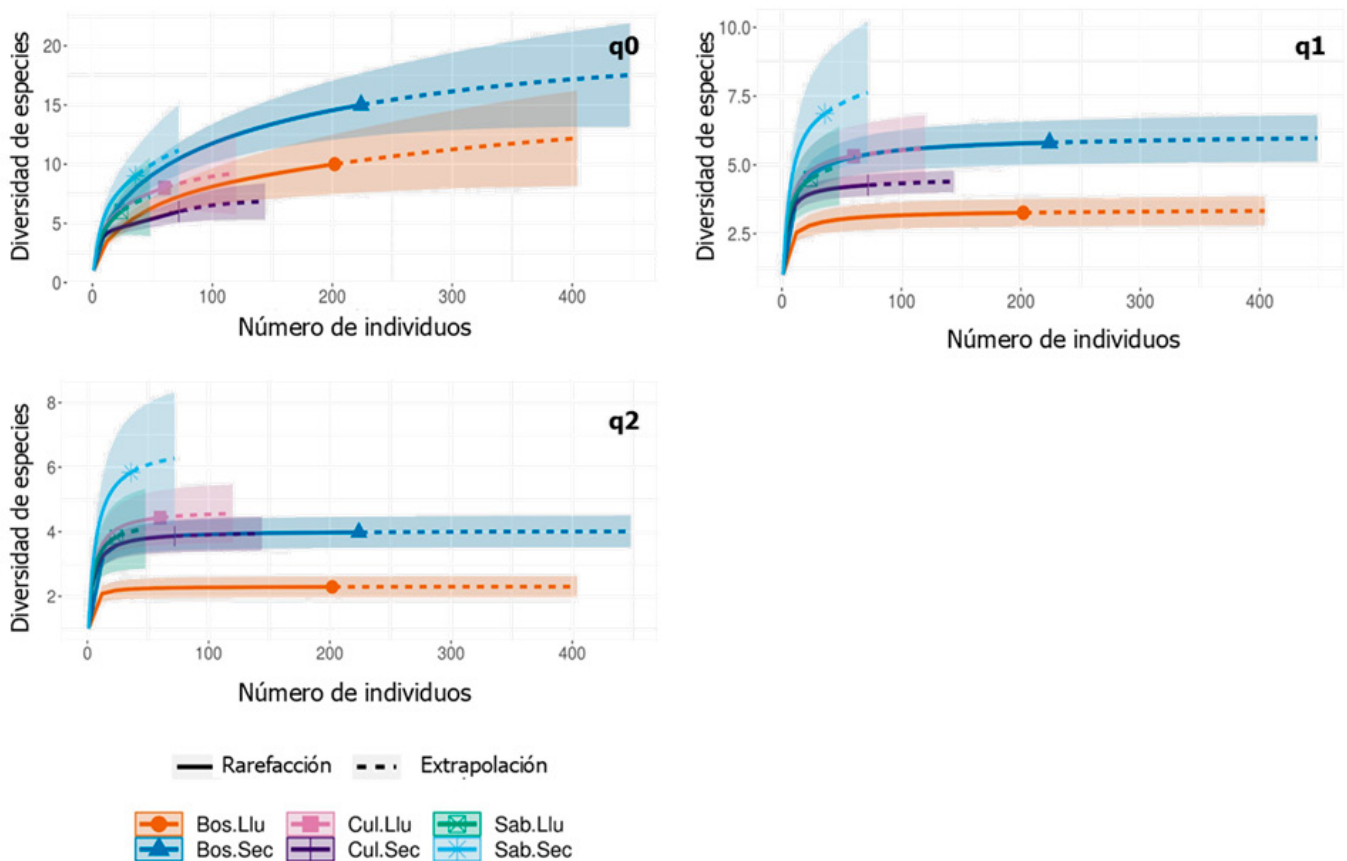


Figura 2. Diversidad de especies basado en números de Hill, en tres coberturas de hábitat (bosque, sabana y cultivo de marañón) durante dos épocas distintas, representadas por “1” y “2”. La figura muestra la diversidad de especies según tres niveles de diversidad: (q0) riqueza de especies, (q1) diversidad equitativa, y (q2) dominancia de especies. Las líneas sólidas indican rarefacción, mientras que las líneas punteadas representan extrapolación.

crítico alrededor de 2 km: *T. terrestris* y *O. virginianus* tienden a aumentar su tasa de captura más allá de esta distancia de las vías. En cambio, *M. tridactyla* presentó mayor de tasa de captura a menor distancia de las vías en bosque y sabana. *O. virginianus* también mostró mayor tasa de captura a menor distancia de asentamientos humanos. La tasa de captura de *C. thous* en bosque mostró un aumento significativo con la frecuencia de ganado (Fig. 4), mientras que en cultivo y sabana esta relación no fue detectable. Cabe resaltar que las cámaras trampa también registraron la presencia de animales domésticos, principalmente ganado, así como actividad humana en las mismas áreas.

DISCUSIÓN

Composición y diversidad de especies.

Diez de las 22 especies registradas las encontramos exclusivamente en bosque, lo cual indica una marcada diferenciación en la composición de mamíferos entre el

bosque, las coberturas de sabana y cultivo. Las 16 especies de los bosques de galería han sido también reportadas en bosques asociados a paisajes rurales en otras áreas neotropicales (Pardo *et al.*, 2018). Un inventario realizado en una reserva natural, en la altillanura colombiana reportó 31 especies de mamíferos en bosque y 11 especies en sabana, similar a lo registrado en nuestro estudio (Estrada-Villegas *et al.*, 2022). Al igual que allí, también reportamos la presencia de dos de estas especies categorizadas como vulnerables según la UICN, correspondientes a: *M. tridactyla* y *T. terrestris*. En un estudio realizado en la región de los llanos orientales colombianos se menciona que las áreas primordiales para la conservación de mamíferos, y donde se encuentra la mayor riqueza de mamíferos, son los bosques de galería y las áreas de humedales (Pardo *et al.*, 2018). Lo anterior, junto con nuestros resultados, sugiere que la estructura de la cobertura determina la composición de mamíferos, debido a que las especies dependen de diferentes características físicas y biológicas del ambiente para satisfacer sus necesidades.

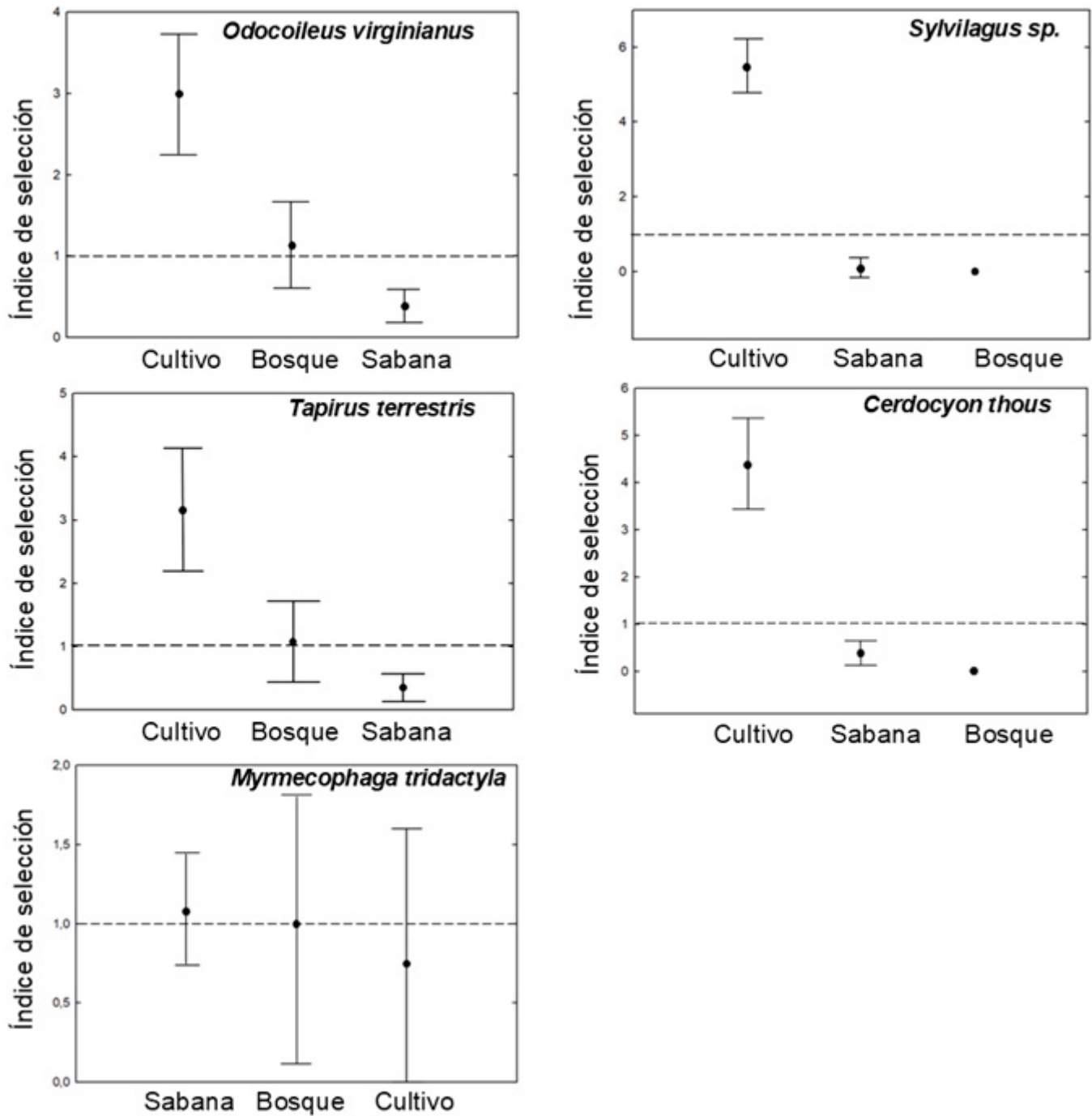


Figura 3. Selección de hábitat de cinco especies >20 registros independientes, evaluada en sabana, bosque de galería y cultivo de marañón en la altillanura colombiana, empleando el índice de Manly. Se presenta el índice de selección con \pm intervalos de confianza de 95 %. La línea punteada corresponde a un índice igual a 1: >1 indica selección del hábitat, un índice =1 uso proporcional a la disponibilidad, y un índice <1 indica que evita el hábitat.

Varias especies de mamíferos han sido registradas en diferentes tipos de cultivo. Por ejemplo, se han registrado diversas especies de mamíferos en plantaciones de palma de aceite en los llanos orientales colombianos, incluyendo a *C. thous*, *P. yagouaroundi*, *T. tetradactyla* y *M. tridactyla* (Pardo *et al.*

2018). Además, especies como *T. tetradactyla* y *O. virginianus* han sido observados en diferentes tipos de cultivos, como eucalipto en Brasil y palma de aceite en Colombia, respectivamente (Piña *et al.*, 2019). La presencia de las nueve especies registradas en los cultivos de marañón podría

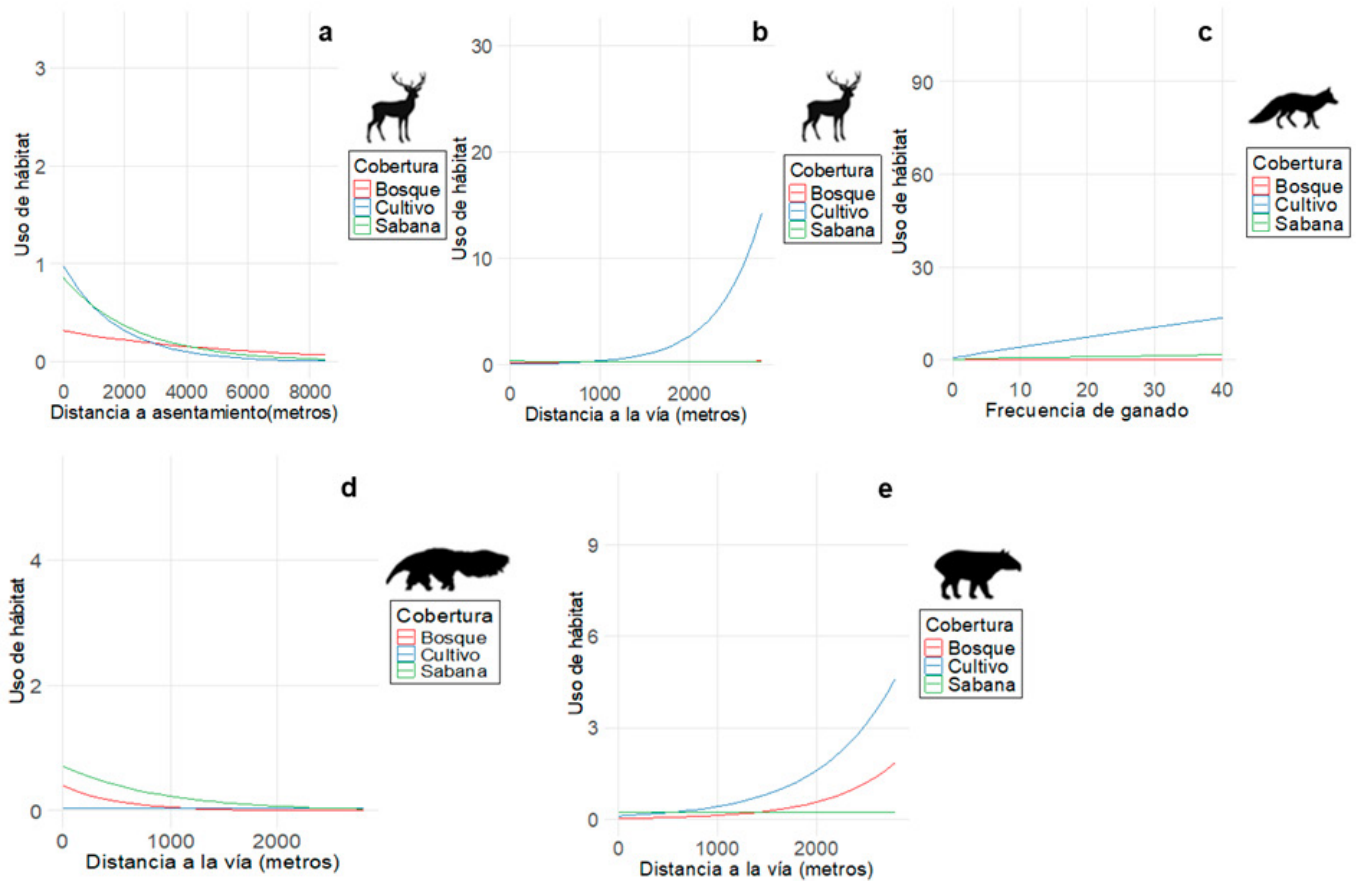


Figura 4. Uso de hábitat de cuatro especies de mamíferos evaluado con GLM en función de covariables del paisaje (distancia a asentamientos, vías y frecuencia de ganado) evaluadas en bosque, cultivo y sabana. Se presentan las covariables que mostraron efectos significativos sobre el uso de hábitat de cada especie en función de su tasa de captura (eje Y) y la covariable en estudio (eje X). a y b) *Odoloceus virginianus* c) *Cerdocyon thous*. d) *Mirmecophaga tridactyla*, e) *Tapirus terrestris*.

deberse a su versatilidad alimentaria, ya que los cultivos de marañón ofrecen una fuente accesible de alimento, refugio y cobertura, especialmente en periodo de escasez de recursos durante la época de bajas precipitaciones (Mandelik *et al.*, 2012). Un ejemplo de esta versatilidad alimentaria es *C. thous*, que es un omnívoro que se alimenta de frutos, pequeños vertebrados e insectos (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015). En los cultivos de marañón esta especie podría aprovechar los frutos disponibles, adaptándose fácilmente a los recursos agrícolas en periodo de escasez, permitiendo así que sobreviva en diferentes condiciones ecológicas (August, 1983; Gatti *et al.*, 2006). De forma similar a lo que encontramos, en estudios en Guinea-Bissau y la costa sur de California, los carnívoros usaban más los bosques que las plantaciones de marañón y arroz, mientras que las especies omnívoras presentaron mayor actividad en los cultivos de marañón (Rossinyol Fernández *et al.*, 2024).

La riqueza de especies de mamíferos no fue significativamente diferente entre las tres coberturas, lo cual es consistente con estudios en India y África que también registraron una presencia similar de especies en bosques y

cultivos de marañón y arroz (Rege *et al.*, 2020; Rossinyol Fernández *et al.*, 2024). Por otra parte, la diversidad q1 en el bosque fue mayor en época seca que en época de lluvia. Esto sugiere que la estacionalidad climática afecta la composición y abundancia de especies, probablemente debido a que el desborde del río Bita y la inundación de los bosques de galería reducen el área disponible, obligando a algunas especies de mamíferos a movilizarse temporalmente a zonas más elevadas o menos inundadas (August, 1983). Otro factor se relaciona con la fenología, ya que los frutos del marañón pudieron funcionar como atrayentes para los mamíferos, aumentando su presencia en el cultivo durante la época seca. Estudios han mostrado que los cultivos de marañón pueden proporcionar recursos alimentarios para ciertas especies de mamíferos como los puercoespines, favoreciendo su presencia y actividad (Rege *et al.*, 2020; Rossinyol Fernández *et al.*, 2024). Esto sugiere que los cultivos actúan como un hábitat complementario para especies como: *T. terrestris*, *C. thous*, *O. virginianus*. Un hábitat complementario se define como aquel que, en combinación con otros hábitats, proporcionan recursos necesarios para

una especie en diferentes momentos, es decir, diferentes temporadas lo que permite a los organismos movilizarse entre ellos para aprovechar la disponibilidad estacional de recursos (Mandelik *et al.*, 2012).

Selección de hábitat y efecto de covariables antrópicas sobre el uso de hábitat.

Cuatro especies mostraron preferencia por el cultivo de marañón. Los registros de la danta *T. terrestris* se presentaron en los cultivos únicamente en la época seca, coincidieron con la época fructificación del marañón, lo cual sugiere que *T. terrestris* selecciona los cultivos para alimentarse de los pseudofrutos. Los animales eligen sus fuentes de alimento en función a diferentes factores, incluidos su abundancia, calidad nutricional y accesibilidad (Rosenzweig, 1981). La danta, *T. terrestris*, clasificada como vulnerable en Colombia (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024), actúa en el ecosistema como dispersora de semillas (Fragoso, 1997). Para protegerla, es esencial mitigar los conflictos con la agricultura, como la caza por retaliación, e identificar predios estratégicos y posibles corredores ecológicos para su conservación (Alviz y Pérez, 2015). Dado que los propietarios de los cultivos habían notado la presencia de las dantas sin impactos negativos en sus actividades agrícolas, esta es una oportunidad para promover prácticas agrícolas amigables con las dantas, incluyendo la implementación de sistemas agroforestales, cercas vivas y la siembra de especies nativas que beneficien tanto a la fauna silvestre como a las comunidades humanas. Por otra parte, la presencia de dantas en el bosque y en el cultivo aumentó con la distancia a las vías, mientras que en la sabana no se observó un efecto significativo, lo que coincide con estudios en Brasil sobre como las carreteras y asentamientos humanos actúan como barreras para estos mamíferos (Ferregueti *et al.*, 2020). Aunque evitan las vías, su necesidad de grandes áreas de hábitat y movilidad las hace vulnerables a colisiones con vehículos al intentar cruzarlas (Underhill, 2003).

El zorro perro *Cerdocyon thous* posee una amplia distribución y utiliza una variedad de hábitats, donde aprovecha distintos recursos, incluidos refugios, presas y frutos como el marañón (Berta, 1982). Sin embargo, en nuestro estudio no registramos evidencia directa de su consumo de los pseudofrutos de esta especie. Este zorro ha sido observado transitando y alimentándose en plantaciones de palma de aceite, donde aprovecha los frutos de las palmas y caza pequeños vertebrados (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015). La dieta omnívora de *C. thous* le permite aprovechar ambientes alterados y desplazarse entre diversos hábitats, como bosques nativos y cultivos de caña de azúcar y marañón (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015). Adicionalmente, en nuestra área de estudio, el uso de los cultivos podría ser favorecido por la baja frecuencia de carnívoros, que pueden ser depredadores o competidores del zorro, y que están presentes en los

bosques (Bisbal, 1986). Por otro lado, de acuerdo con los resultados y registros obtenidos, *C. thous* tuvo una mayor tasa de captura en áreas con una mayor densidad de ganado en cultivos en comparación con las áreas de bosque y sabana. Esto resalta la necesidad de protocolos para implementar prácticas de manejo que mantengan la conectividad del hábitat y promuevan la coexistencia entre la vida silvestre y las actividades agropecuarias (Botero y De La Ossa, 2011).

El venado *O. virginianus* utilizó los cultivos de marañón y el bosque de galería de acuerdo con su disponibilidad, evitando la sabana. Esta especie puede habitar bosques, pastizales, cultivos y áreas intervenidas por humanos (Romero y Medellín, 2005). Además, el venado mostró una relación positiva con la distancia a las vías cercanas, siendo más probable encontrarlo a mayor distancia de las carreteras, lo que coincide con estudios que muestran su preferencia por áreas con menos intervención humana (Potapov *et al.*, 2014). Aunque, también se observó que los venados están presentes cerca de asentamientos humanos, pero en lugares donde la densidad de construcciones es baja, con un promedio de menos de 400 edificios por km² (Potapov *et al.*, 2014). Esto sugiere que los venados pueden tolerar hábitats donde la presencia humana es moderada y no los cacen, lo cual es clave para implementar medidas de conservación que incluyan corredores ecológicos y áreas de baja perturbación.

El oso palmero *M. tridactyla* usó las tres coberturas de forma proporcional a su disponibilidad, es decir, no seleccionó ninguna en particular. Algunos estudios han registrado que puede moverse en diferentes hábitats como bosque de galería, sabana y plantaciones de palma de aceite (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015). Es posible que este oso palmero esté usando las coberturas de diferentes formas, podría usar la sabana para forrajear, el bosque como refugio y los cultivos como paso entre coberturas. La presencia de *M. tridactyla* en la sabana puede deberse a su dieta, que se basa en insectos adultos, huevos y larvas, recursos más accesibles/disponibles en áreas de sabana (Rojano *et al.*, 2023). En Brasil, se ha señalado que la expansión de caña de azúcar sin conectividad adecuada puede aislar poblaciones de oso palmero, destacando el papel de las áreas privadas en su conservación (Bertassoni *et al.*, 2019). Esto coincide con los acuerdos de conservación presentes en algunos predios de nuestra área de estudio, que buscan mantener hábitats naturales frente al avance agrícola en el Vichada. Además, esta especie mostró mayor presencia cerca de las vías en bosques y sabanas, coincidiendo con estudios que indican que los osos palmeros utilizan las carreteras para desplazarse, lo que resalta la importancia de mantener la conectividad entre hábitats naturales para su conservación (Underhill, 2003).

El conejo *Sylvilagus* sp. se caracteriza por presentar una dieta herbívora, habita principalmente en zonas abiertas y bosques (Abu Baker *et al.*, 2015). Esta especie seleccionó

el marañón y evitó la sabana y el bosque de galería, lo que concuerda con la idea de que los sistemas productivos con coberturas estables brindan refugio y alimentación debido al sotobosque presente en los cultivos, mientras que las sabanas, con menos cobertura vegetal, aumentan la exposición a potenciales depredadores (Iezzi *et al.*, 2018).

Algunas especies de Carnívora, como *P. concolor*, *P. onca*, *P. yagouaroundi*, *L. pardalis* y *E. barbara*, fueron registradas exclusivamente en el bosque. Esto sugiere que esta cobertura ofrece suficientes presas y un ambiente seguro para estos depredadores, aunque también pueden verse amenazados por la caza furtiva y la expansión agrícola (Fernández-Sepúlveda y Martín, 2022). Los felinos neotropicales suelen presentar rangos de hogar más amplios que otros carnívoros de tamaño similar y, en general, muestran preferencia por áreas con vegetación nativa (De Matos Días *et al.*, 2019). Por ejemplo, *L. pardalis* y *P. yagouaroundi* se asocian con bosques, evitando paisajes dominados por actividades humanas como pastizales o cultivos (Sánchez-Lalinde y Pérez-Torres, 2008). De manera similar, los depredadores de mayor tamaño, como *P. onca* y *P. concolor*, también seleccionan hábitats nativos y tienden a evitar zonas altamente transformadas o con intensa presencia humana (De Angelo, 2009). Sin embargo, la fragmentación de hábitats y la disminución de recursos obligan a los depredadores a buscar alimento en áreas intervenidas, aumentando el conflicto con humanos, lo que resalta la necesidad de conservar y gestionar los bosques para la preservación de meso- y macro depredadores en la altillanura (Moreno y Olmos, 2008).

Diez especies se registraron exclusivamente en los parches de bosque. Entre ellas se encuentra, *T. pecari*, una especie gregaria que requiere grandes extensiones de bosque, con un rango de hogar estimado entre 21 a 200 km² de bosque para satisfacer sus necesidades (Keuroghlian *et al.*, 2013). De manera similar, el roedor *D. fuliginosa* que habita principalmente en bosques húmedos tropicales, prefiere el bosque debido a la abundancia de forraje en el suelo y la disponibilidad de refugios (De Matos Días *et al.*, 2019). En general, la presencia exclusiva de ciertas especies en el bosque se relaciona con sus requerimientos específicos de hábitat y recursos alimenticios, destacando la necesidad de mantener parches de bosque nativo junto a cultivos de marañón. Esto se debe a que no todas las especies pueden adaptarse a otras coberturas y posiblemente los cultivos resultan menos favorables para algunas de ellas.

CONCLUSIONES

Observamos diferencias en la diversidad de especies entre los distintos tipos de cobertura, con variaciones a lo largo del año. Algunas especies parecen desplazarse desde el bosque hacia los cultivos en busca de refugio o fuentes de alimento, como el pseudofruto del marañón. Algunas especies, como *T. terrestris*, *C. thous*, *Sylvilagus* sp. y *O. virginianus* seleccionaron el cultivo de marañón, beneficiándose especialmente en

época de sequía, cuando hay escasez de recursos en el bosque y la sabana. Nuestros resultados resaltan el valor de los bosques de galería para especies carnívoras y aquellas con requerimientos de hábitat particulares, como *P. concolor*, *P. yagouaroundi*, y *T. pecari*, cuya presencia exclusiva en el bosque sugiere que este hábitat brinda suficientes recursos alimentarios y protección frente a actividades antrópicas. La distancia a vías y asentamientos humanos influyó en el uso de hábitat de algunas especies como *T. terrestris* y *O. virginianus*, resaltando la necesidad de mitigar el impacto de estas actividades en áreas de conservación. Es posible que los cultivos actúen como corredores para el movimiento de algunos animales en el paisaje, pero esta idea requiere una evaluación más detallada en el futuro. Finalmente, las sabanas son importantes para las especies adaptadas a zonas abiertas y también pueden funcionar como corredores, pero es necesario evaluar cómo la pérdida o degradación de sabanas por prácticas de manejo del cultivo de marañón, como el establecimiento o eliminación de coberturas vegetales en el suelo, podría impactar la conectividad del paisaje, limitando el movimiento de especies y afectando negativamente su supervivencia a futuro.

El cultivo de marañón es una fuente de ingresos para pequeños propietarios en paisajes tropicales, pero la información sobre su impacto ecológico es limitada en el momento. Este estudio ofrece evidencia de mamíferos terrestres que utilizan plantaciones de marañón cercanas a bosques y sabanas en la altillanura colombiana. Los resultados sugieren que estos cultivos pueden funcionar como hábitats complementarios a lo largo de los bordes forestales, especialmente para especies como zorros, venados y dantas, que muestran tolerancia a cambios moderados en el uso del suelo. Esta interpretación se basa en la comparación de los intervalos de confianza de los estimadores de diversidad, donde no se observaron diferencias marcadas entre coberturas. Esta investigación subraya la importancia de agropaisajes heterogéneos para mitigar el impacto negativo sobre la fauna y destaca el potencial de las tierras privadas en la conservación de fauna silvestre. Además, enfatiza la responsabilidad de los agricultores de promover y apoyar investigaciones que amplíen el conocimiento del sistema, facilitando prácticas de manejo sostenible en los cultivos de marañón. Como recomendaciones finales: proponemos: 1) diseñar estrategias de coexistencia entre algunas especies como: *T. terrestris* y *C. thous* que seleccionaron los cultivos y posiblemente interactúan con el ganado, 2) explorar la relación entre la preferencia de *C. thous* como único carnívoro en cultivo, 3) explorar la relación entre la preferencia de *C. thous* por el cultivo y la presencia de *Sylvilagus* sp. y 4) planificar un manejo y diseño adecuado de vías en los cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro agradecimiento a los propietarios de los predios Carlina Rojas, Julio Fernández, y las empresas

Canapro, Agrobiz SAS y Kardianuts, por permitirnos acceder a sus predios, facilitando el desarrollo de nuestro estudio. Los datos recolectados para este trabajo, se obtuvieron en el marco de la iniciativa Paisajes Forestales Sostenibles del Fondo Biocarbono, Consultoría 055-2022 “Crear condiciones habilitantes para el desarrollo de agroecosistemas sostenibles bajos en carbono para el cultivo del marañón bajo esquemas de producción - conservación en la altillanura colombiana”. Agradecemos a Juan Benavides, Wilson Díaz y Oscar Azabache, quienes apoyaron las actividades en campo. Este trabajo fue co-financiado por la fundación Arcadia y Wildlife Conservation Society y recibió apoyo parcial del proyecto C01-F02-001 2022, financiado por Unillanos. Agradecemos también a María Patiño y Diego Lizcano, por sus aportes y comentarios para mejorar el documento. Las opiniones expresadas en esta publicación son responsabilidad exclusiva de sus autores y no reflejan necesariamente las de sus organizaciones.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

LH: diseño, toma y análisis de datos, escritura del manuscrito, FS: diseño, análisis de datos, escritura del manuscrito, SJA: concepción, análisis de datos, escritura del manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores manifiestan no tener ningún tipo de conflicto de interés.

REFERENCIAS

- Abu Baker, M. A., Emerson, S. E. and Brown, J. S. (2015). Foraging and habitat use of eastern cottontails (*Sylvilagus floridanus*) in an urban landscape. *Urban ecosystems*, 18, 977-987. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0463-7>
- Álvarez, S., Arciniegas, N., Salazar, F., Yang, S. y Forero-Medina, G. (2024). Uso del suelo en la Orinoquia. Cambios recientes y escenario futuro tendencial. En Reporte de estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia 2024. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Alviz, A. y Pérez, K. (2015). Plan para la conservación de la danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) en los departamentos de Casanare, Arauca y Vichada. *Corporinoquia-Fundación Orinoquia Biodiversa, Yopal, Colombia*.
- August, P. V. (1983). The Role of Habitat Complexity and Heterogeneity in Structuring Tropical Mammal Communities. *Ecology*, 64(6), 1495-1507. <https://doi.org/10.2307/1937504>
- Berta, A. (1982). *Cerdocyon thous*. *Mammalian species*, 186(23), 1-4. <https://doi.org/10.2307/3503974>
- Bertassoni, A., Costa, R. T., Gouvea, J. A., Bianchi, R. D. C., Ribeiro, J. W., Vancine, M. H. and Ribeiro, M. C. (2019). Land-use changes and the expansion of biofuel crops threaten the giant anteater in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 100(2), 435-444. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz042>
- Bisbal, F. J. (1986). Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia*, 50(3), 329-340. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.3.329>
- Botero, L. y De La Ossa, J. (2011). Fauna silvestre asociada a ganado vacuno doble propósito en sistema de silvopastoreo, Pinto, Magdalena, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 16(3), 2733-2741. <https://doi.org/10.21897/rmvz.274>
- Calenge, C. (2006). The package “adehabitat” for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological modelling*, 197(3-4), 516-519. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.017>
- Chao, A. and Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Cruz-Antía, D. y Gómez, J. (2010). Aproximación al uso y tráfico de fauna silvestre en Puerto Carreño, Vichada, Colombia. *Ambiente y Desarrollo*, 14(26), 64-94.
- De Angelo, C. (2009). El paisaje del bosque Atlántico del alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). *Mastozoología Neotropical*, 16 (2), 507-508.
- De Matos Dias, D., Almeida, M. D. O. S., de Araújo-Piovezan, T. G. and Dantas, J. O. (2019). Habitat selection by mammals in an isolated fragment of Brazilian Atlantic forest. *International journal of tropical ecology*, 21: 201903. [10.30427/ecotrop201903](https://doi.org/10.30427/ecotrop201903)
- Díaz-Pulido, A. y Payán-Garrido, E. (2012). Manual de fototrampeo, una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia*, 32.
- Emmons, L. and Feer, F. (1997). Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. 2nd. *The University of Chicago Press, Chicago, Illinois*, 25(2), 175-185.
- Estrada-Villegas, S., Rivas, L. D., Barrera, J. F., Rivas, S. B., Correa, D. F., Bernal, L. S. A., Aldana, A. M., Casa, L. F., Lozano-Balcázar, A., Gómez-Bahamón, V., Castro, F. and Stevenson, P. (2022). Plant, bird, and mammal diversity of the Tomogrande field station, Vichada, Colombia. *Biota Colombiana*, 23(2), e1027-e1027. <https://doi.org/10.21068/2539200X.1027>
- Etter, A., Sarmiento, A. and Romero, M. H. (2010). Ecosystem function in savannas measurement and modeling at landscape to global scales. *Ecosystem Function in Savannas*, 383-402.

- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2018). El futuro de la alimentación y la agricultura: Vías alternativas hacia el 2050. Versión resumida. Rome. 64 pp. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Fernández-Sepúlveda, J. and Martín, C. A. (2022). Conservation status of the world's carnivorous mammals (order Carnivora). *Mammalian Biology*, 102(5), 1911-1925. <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00305-8>
- Ferreguetti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D. and Bergallo, H. G. (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), 216-225. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006>
- Fragoso, J. M. V. (1997). Tapir-Generated Seed Shadows: Scale-Dependent Patchiness in the Amazon Rain Forest. *The Journal of Ecology*, 85(4), 519-529. <https://doi.org/10.2307/2960574>
- Gatti, A., Bianchi, R., Regina, C., Rosa, X. and Mendes, S. (2006). Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22(2): 227-230. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002956>
- Gibert, C. and Escarguel, G. (2019). Per-simper—a new tool for inferring community assembly processes from taxon occurrences. *Global Ecology and Biogeography*, 28(3), 374-385. <https://doi.org/10.1111/geb.12859>
- Harrison, X. A., Donaldson, L., Correa-Cano, M. E., Evans, J., Fisher, D. N., Goodwin, C. E. D., Robinson, B. S., Hodgson, D. J. and Inger, R. (2018). A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, (5), e4794. <https://doi.org/10.7717/peerj.4794>
- Iezzi, M. E., Cruz, P., Varela, D., De Angelo, C. and Di Bitetti, M. S. (2018). Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 424, 216-227. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>
- Keuroghlian, A., Desbiez, A., Reyna-Hurtado, R., Altrichter, M., Beck, H., Taber, A. and Fragoso, J. M. V. (2013). *Tayassu pecari*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013.
- Maffei, L., Cuéllar, E. y Noss, A. (2002). Uso de cámaras trampa para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitanía. *Revista Boliviana Ecológica*, 11, 55-65.
- Mandelik, Y., Winfree, R., Neeson, T. and Kremen, C. (2012). Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications*, 22(5), 1535-1546. <https://doi.org/10.1890/11-1299.1>
- Manly, B., McDonald, L., Thomas, D., McDonald, T. and Erickson, W. (2002). Introduction to resource selection studies. *Resource Selection by Animals*, 1-15. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1558-2_1
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2024). *Resolución 0126 de 2024, por la cual se establece el listado oficial de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera, se actualiza el Comité Coordinador de Categorización de las Especies Silvestres Amenazadas en el territorio nacional y se dictan otras disposiciones*. Diario Oficial de Colombia. Resolución 0126 de 2024 -
- Moreno, R. S. y Olmos, M. H. (2008). Estudio preliminar sobre el problema de la depredación de ganado por Jaguares *Panthera Onca* y pumas *Puma Concolor* en el Parque Nacional Portobelo, Provincia de Colón, Panamá. *Tecnociencia*, 10(1).
- O'Brien, T. G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual Framework. In *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses* (pp. 71-96). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6
- Odegard, I. Y. R. and van der Voet, E. (2014). The future of food - Scenarios and the effect on natural resource use in agriculture in 2050. *Ecological Economics*, 97, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.10.005>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4.
- Ordúz-Rodríguez, J. O. y Rodríguez-Polanco, E. (2022). El marañón (*Anacardium occidentale* L.) uncultivo con potencial productivo: desarrollo tecnológico y perspectivas en Colombia. *Agronomía Mesoamericana*, 33(2), e47268. <https://doi.org/10.15517/am.v33i2.47268>
- Pardo, L. E., Campbell, M. J., Edwards, W., Clements, G. R. and Laurance, W. F. (2018). Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia. *PLoS ONE*, 13(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197539>
- Pardo-Vargas, L. E. y Payán-Garrido, E. (2015). Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué, Casanare, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(1), 54-66.
- Pérez, A., Beltrán, M., Díaz-Pulido, A., Trujillo, F., Mantilla-Meluk, H., Herrera, O. y Payán, E. (2009). Lista de los mamíferos de la cuenca del río Orinoco. *Biota Colombiana*, 10(1-2), 179-207.
- Piña, T. E. N., Carvalho, W. D., Rosalino, L. M. C. and Hilário, R. R. (2019). Drivers of mammal richness, diversity and occurrence in heterogeneous landscapes composed by plantation forests and natural environments. *Forest Ecology and Management*, 449, 117467. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117467>

- Potapov, E., Bedford, A., Bryntesson, F. and Cooper, S. (2014). White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) suburban habitat use along disturbance gradients. *The American Midland Naturalist*, 171(1), 128-138. <https://doi.org/10.1674/0003-0031-171.1.128>
- Rege, A., Punjabi, G., Jathanna, D. and Kumar, A. (2020). Mammals make use of cashew plantations in a mixed forest-cashew landscape. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 1-9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.556942>
- Rojano, C., Humanez-López, E. y Rincón-Aranguri, M. (Eds). (2023). Manual de campo para el estudio de hormigueros. Fundación Cunaguaro, Parex Resources Colombia Ltd. Sucursal, Corporinoquia.
- Romero, J. Á. y Medellín, R. A. (2005). *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780). Vertebrados Superiores Exóticos En México, Diversidad, Distribución y Efectos Potenciales. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. Base de Datos SNIB-CONABIO.
- Romero-Ruiz, M. H., Flantua, S. G. A., Tansey, K. and Berrio, J. C. (2012). Landscape transformations in savannas of northern South America: Land use/cover changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. *Applied Geography*, 32(2), 766-776. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.010>
- Rosenzweig, M. L. (1981). A theory of habitat selection. *Ecology*, 62(2): 327-335. <https://doi.org/10.2307/1936707>
- Rossinyol Fernández, A., Dabo, D., Kafo, F., Dos, F., Silva, R., Oliveira, R., Rainho, A. and Palmeirim, A. F. (2024). Mammals' use of forest-cashew-rice mosaics in West Africa is modulated by their trophic guild. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3994809/v1>
- Sanchez-Lalinde, C. y Pérez-Torres, J. (2008). Uso de hábitat de carnívoros simpátricos en una zona de bosque seco tropical de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 15(1), 67-74.
- Tripathi, H. G., Woollen, E. S., Carvalho, M., Parr, C. L. and Ryan, C. M. (2021). Agricultural expansion in African savannas: effects on diversity and composition of trees and mammals. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3279-3297. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02249-w>
- IUCN. (2023). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2023
- Underhill, J. E. (2003). Roads and wildlife: a study of the effects of roads on mammals in roadside habitats (Doctoral dissertation, University of Birmingham).