Diversidad y ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia

Honaldo Santos Pinto

Departamento de Biología

Facultad de Ciencia Básicas

Universidad de Pamplona

2025-1

Diversidad y ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia

Estudiante

Honaldo Santos Pinto

1.005.595.127

Trabajo de grado realizado para optar por el título de Biólogo

Director

Msc. Diego Rolando Gutiérrez Sanabria

Codirectora

Msc. Laura Lizbeth Jaimes Rodriguez

Departamento de Biología

Facultad de Ciencia Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2025-1

Resumen

Colombia se encuentra dentro de los países que reportan una mayor riqueza de mamíferos, gracias a la complejidad y heterogeneidad del territorio y sus ecosistemas que ofrecen múltiples recursos para la estructuración de ensamblajes complejos. Los llanos orientales albergan una gran biodiversidad, donde los mamíferos medianos y grandes destacan por las diferentes funciones ecológicas que estos cumplen en los ecosistemas, tales como la depredación, la dispersión de semillas, flujo de energía, entre otros. Sin embargo, estas funciones ecológicas se pueden ver afectadas por la pérdida de hábitat para estas especies, ya que en los últimos años los bosques de galería de esa región se han enfrentado a una acelerada deforestación, causando principalmente la pérdida de área y conectividad. Con el objetivo de estimar el estado actual de estas poblaciones de mamíferos en estos ecosistemas, se evaluó la diversidad y patrones de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia. Con la instalación de 46 estaciones de fototrampeo y un esfuerzo de muestreo total de 4832 días/trampa se registraron 19 especies de mamíferos medianos y grandes, de las cuales cuatro se encuentran bajo alguna categoría de riesgo: *Panthera onca* casi amenazada (NT), *Myrmecophaga tridactyla* y *Tapirus terrestris* vulnerable (VU) y *Pteronura brasiliensis* en peligro (EN). En cuanto a ocupación, cinco especies presentaron relaciones estadísticamente significativas con las variables de paisaje y antropogénicas. *Dicotyles tajacu* mostró una mayor ocupación en sitios lejanos a viviendas, mientras que *Didelphis marsupialis* una mayor ocupación en sitios cercanos a viviendas. En *Hydrochoerus hydrochaeris* y *Cuniculus paca* la probabilidad de ocupación disminuyó cuando mayor fue la distancia a fuentes de agua. Finalmente, *Dasyprocta fuliginosa* disminuyó su ocupación cuando mayor es la abundancia de ganado. La presente investigación aporta datos valiosos sobre la diversidad y los patrones de ocupación de mamíferos medianos y grandes,

contribuyendo al entendimiento de su ecología y sentando bases para la conservación en bosques de galería.

Palabras claves: Conservación, Modelos de ocupación, Fototrampeo.

Dedicatoria

A mis papás y hermanos, por todo su apoyo incondicional,

A mi sobrino Thiago por ser fuente de inspiración y símbolo de esperanza,

A ti, compañera de carrera, por todo el apoyo brindado desde el primer día

y al programa de Biología, por todas las enseñanzas.

Agradecimientos

Especialmente a mis papás, hermanos y familiares por todo el apoyo incondicional, la motivación e inspiración, por creer en mí y hacer parte de este proceso.

A mi director Diego Rolando Gutiérrez Sanabria por el acompañamiento y aporte a mi formación integral como profesional.

A mi codirectora Laura Lizbeth Jaimes Rodriguez por guiarme a través de sus experiencias en el desarrollo de mi trabajo de grado.

A la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS), por facilitar los registros fotográficos que permitieron el desarrollo de este trabajo de investigación.

A mi compañera Maira Stefany Hinestroza Carvajal por ser esa amiga incondicional desde el primer día.

Al grupo de investigación en ecología y biogeografía (GIEB), por todos los aportes y sugerencias que permitieron mejorar la investigación.

Finalmente, a todas aquellas personas que de una u otra manera formaron parte de este maravilloso proceso ¡gracias!

Honaldo Santos Pinto

Tabla de contenido

Introducción 15

Marco teórico 17

Diversidad 17

Bosques de galería 18

Mamíferos medianos y grandes 19

Fototrampeo 20

Modelos de ocupación 20

Pregunta de investigación 22

Hipótesis 22

Objetivos 23

General 23

Específicos 23

Materiales y métodos 24

Área de estudio 24

Instalación de las cámaras trampas 25

Extracción de los metadatos 26

Esfuerzo de muestreo 27

Completitud del muestreo 27

Frecuencia de captura 27

Curva de rango de captura 28

Diversidad de mamíferos medianos y grandes 28

Modelos de ocupación y detección 29

Obtención de variables 29

Modelos de ocupación y detección 31

Resultados 32

Objetivo uno: Determinar la composición y estructura de mamíferos medianos y grandes asociados a bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia. 32

Objetivo dos: Evaluar el impacto de variables de paisaje y antropogénicas en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia. 36

Ocupación ingenua 37

Prueba de correlación de Pearson 38

Modelos de ocupación y detección 38

Discusión 52

Objetivo específico uno: Determinar la composición y estructura de mamíferos medianos y grandes asociados a bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia. 52

Objetivo específico dos: Evaluar el impacto de variables de paisaje y antropogénicas en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia. 56

Conclusiones 60

Recomendaciones 61

Referencias 62

Anexos 83

Listado de tablas

Tabla 1. Variables antropogénicas y de paisaje incluidas en los modelos de ocupación y detección de mamíferos medianos y grandes. p: probabilidad de detección; Ψ: probabilidad de ocupación. 30

Tabla 2. Especies registradas en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca-Colombia. N: número de registros independientes, UICN: categoría de conservación de las especies según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Rs. 0126 2024: Resolución con la lista de especies silvestre amenazadas de la diversidad biológica continental y marino-costera en Colombia. 32

Tabla 3. Ocupación ingenua de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Los asteriscos (*) indican las especies utilizadas para construir el modelo de ocupación y detección. (p): probabilidad de detección; (Ψ): probabilidad de ocupación. 37

Tabla 4. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Dicotyles tajacu* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 39

Tabla 5. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Odocoileus cariacou* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 40

Tabla 6. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Cerdocyon thous* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del

modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 41

Tabla 7. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Leopardus pardalis* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo 42

Tabla 8. Clasificación de los siete primeros modelos de ocupación para *Puma concolor* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo 43

Tabla 9. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Procyon cancrivorus* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo 43

Tabla 10. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Dasypus novemcinctus* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo 44

Tabla 11. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Didelphis marsupialis* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo 45

Tabla 12. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Myrmecophaga tridactyla* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 46

Tabla 13. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Tamandua tetradactyla* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 47

Tabla 14. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Cuniculus paca* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 48

Tabla 15. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Dasyprocta fuliginosa* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 49

Tabla 16. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Hydrochoerus hydrochaeris* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo. 50

Listado de figuras

Figura 1. Ubicación de las estaciones de fototrampeo (círculos rojos) en el área de estudio (Arauca, Arauca, Colombia). El mapa contiene las diferentes coberturas de la zona con una resolución de 10 metros para el año 2021 derivadas de imágenes satelitales (Sentinel-2 uso de la tierra). Los ríos y caños se representan por medio de líneas azules. Fuente: Elaboración propia. 25

Figura 2. Frecuencia de captura de mamíferos medianos y grandes detectados por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Fuente: elaboración propia. 34

Figura 3. Curva de acumulación de especies de mamíferos medianos y grandes detectados por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Fuente: elaboración propia. 34

Figura 4. Curva de rango de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes detectadas por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Fuente: elaboración propia 35

Figura 5. Diversidad de Hill para las especies de mamíferos medianos y grandes detectadas por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Línea naranja: riqueza de especies (q= 0); línea azul: especies comunes o típicas (q=1); línea rosada: especies dominantes o muy abundantes (q= 2). 36

Figura 6. Prueba de correlación de Pearson entre las variables de paisaje y antropogénicas incluidas en los modelos de detección y ocupación. 38

Figura 7. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Dicotyles tajacu*: (A) efecto de los senderos de fauna silvestre en la detección; (B) efecto de la distancia a las viviendas en la ocupación. 39

Figura 8. Efecto de la distancia al borde del bosque en la ocupación de *Cerdocyon thous.* 41

Figura 9. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Leopardus pardalis*. 42

Figura 10. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Procyon cancrivorus*. 44

Figura 11. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Dasypus novemcinctus* .. 45

Figura 12. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Didelphis marsupialis*: (A) efecto del modelo de la cámara en la detección; (B) efecto de la distancia a las viviendas en la ocupación. 46

Figura 13. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Myrmecophaga tridactyla.* 47

Figura 14. Efecto de la distancia a fuentes de agua en la ocupación de *Cuniculus paca.* 48

Figura 15. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Dasyprocta fuliginosa*: (A) efecto del modelo de la cámara en la detección; (B) efecto del IAR de *Bos taurus* en la ocupación. 50

Figura 16. Efecto de la distancia a fuentes de agua en la ocupación de *Hydrochoerus hydrochaeris.* 51

Introducción

Los mamíferos constituyen uno de los grupos de vertebrados con mayor riqueza de especies, presentan alrededor de 6.495 a nivel global y 553 para el territorio colombiano, de las cuales 65 son endémicas (Ramírez et al., 2025). Colombia se encuentra dentro de los países que reporta una mayor riqueza de mamíferos, gracias a la complejidad y heterogeneidad del territorio y sus ecosistemas que ofrecen múltiples recursos para la estructuración de ensamblajes complejos (Mezhua et al., 2022). A nivel general los mamíferos se caracterizan por el papel que desarrollan en los ecosistemas, particularmente las especies de talla mediana y grande a través del intercambio de nutrientes, flujos de energía y demás roles ecológicos que desempeñan en sus hábitats (Mezhua et al., 2022; Rumiz, 2010).

A nivel mundial, la fragmentación y pérdida de hábitat se han convertido en una de las principales amenazas que impactan las poblaciones de mamíferos, junto a los efectos negativos de las especies domésticas como los perros, que son excelentes depredadores de la fauna silvestre, y los bovinos que por sus requerimientos de pastoreo utilizan amplias extensiones del suelo, causando compactación y degradación de coberturas vegetales nativas que en su momento, fueron fuente de alimento para especies silvestres (Bowyer et al., 2019; Paschoal et al., 2018). A lo anterior se suma el incremento de la población mundial y la creciente demanda de recursos que han llevado a una rápida expansión de la agricultura y la urbanización, causando la pérdida y fragmentación de hábitats naturales (Tinoco et al., 2021). Estas transformaciones del paisaje han alterado drásticamente el entorno natural, afectando directamente a la fauna silvestre que depende de estos ecosistemas para sobrevivir, lo cual desencadena consecuencias significativas en la presencia, abundancia y distribución de las especies (Andrade & Aide, 2010).

La Orinoquia Colombia también llamada “llanos orientales” representa el 18 % de la superficie terrestre del país, con aproximadamente 17 millones de hectáreas que las integran diferentes ecosistemas como sabanas, humedales y una gran variedad de bosques (Aya et al., 2019). En los últimos años los bosques de galería de la Orinoquia colombiana se han enfrentado a una acelerada deforestación, causando principalmente la pérdida de área y conectividad de estos ecosistemas (Romero et al., 2008). La fragmentación causada por el establecimiento de cultivos, la minería y la ganadería extensiva también hace parte de los fenómenos que se apropian de los bosques de galería en esta región, causando en ellos la pérdida de servicios ecosistémicos y el importante papel que estos cumplen como refugios y corredores biológicos de la fauna silvestre, ya que estos ofrecen recursos que no se encuentran en la sabana o son limitados en ella (Pardo & Payán, 2015; Rodríguez et al., 2021). En cuanto al departamento de Arauca este presenta una creciente expansión de la frontera agrícola y de la explotación petrolera, contribuyendo de este modo a la problemática que afecta a las especies de mamíferos (Ortega et al., 2020; Pinto et al., 2019)

Teniendo en cuenta que los bosques de galería son vitales como corredores biológicos, y se enfrentan a impactos de origen antrópico que causan daños no solo en los servicios que brindan, sino también en la diversidad de mamíferos que habitan en ellos (Andrade, 2011; Núñez et al., 2019). Es de suma importancia realizar estudios de diversidad y ocupación en este tipo de bosques, que permitan comprender en profundidad cómo estos tensores impactan la riqueza de mamíferos que dependen de ellos (Andermann et al., 2020; Andrade, 2011). Por lo tanto, se empleó el método de fototrampeo para registrar las especies y a partir de ello evaluar la diversidad y los patrones de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Marco teórico

Diversidad

El concepto de diversidad biológica ha evolucionado a lo largo de la historia, y no cuenta con un consenso respecto a lo que significa y en la forma que debería cuantificarse (Jost, 2018). No obstante, para Cultid & Escobar, (2019) a partir del concepto presentado por Magurran (2004) indica que la diversidad es una propiedad emergente de un determinado nivel de organización biológico, la cual se estima en una escala dada, y está constituida por la integración de riqueza, abundancia y composición. Asimismo, para los autores Arroyo et al., (2013) la diversidad biológica es la variabilidad de organismos vivos, que están asociados a diferentes hábitats en determinados ecosistemas, a escalas biológicas desiguales.

Cuando se trabaja con diversidad es importante reconocer que se realizan estimaciones más no mediciones, ya que el concepto de medir está asociado a proporcionar una magnitud concreta de una determinada variable, lo cual no ocurre cuando se estudia la diversidad, ya que se proporciona un valor estimado más o menos su intervalo de variación, el cual no es un valor absoluto debido a que no es posible determinar todas las especies e individuos asociados a un área en particular (Cultid Medina & Escobar, 2019). A raíz de que los sistemas naturales no presentan un entorno neutro, es útil separar los componentes Alfa, Beta y Gamma para obtener aproximaciones de la biodiversidad en función de la estructura del paisaje, tal como lo indica Mandujano & Pérez-Solano, (2019) al citar a Whittaker, (1972).

La composición se refiere al conjunto de especies que identifican a un ensamble y se evalúa a través del número de especies registradas en un espacio y período determinado, lo que conocemos como la riqueza de una zona específica (Mosquera et al., 2018; Suárez-Tangil &

Rodríguez, 2021). En cuanto a la estructura hace referencia a la forma en que se organizan las comunidades, esta puede estimarse a través de indicadores como la dominancia, la diversidad y la homogeneización biótica (Samudio Marín, 2017)

Bosques de galería

Este tipo de formaciones boscosas, conocidas también como riparias o ciliares, se caracterizan por ser franjas forestales ubicadas a lo largo de los cursos de agua. Tienen la capacidad de resistir inundaciones temporales y colonizar rápidamente áreas expuestas o bancos de grava (Treviño et al., 2001). Los bosques de galería preservan la integridad de los ríos, lo cual tiene un efecto positivo en la calidad del agua y la dinámica del ciclo hidrológico en las cuencas fluviales, previenen la erosión de las márgenes de los ríos y la acumulación de sedimentos, además estas coberturas sirven como hábitats y corredores biológicos naturales para la fauna silvestre (Canizales-Velázquez et al., 2021). A nivel de composición y estructura, los bosques de galería se caracterizan por su marcada heterogeneidad, su altura varía considerablemente entre cuatro y 40 metros con árboles que pueden ser perennes de hojas caducas o parcialmente caducas, a menudo se registran árboles dispersos y distribuidos de manera irregular (Treviño et al., 2001).

Por otro lado, los bosques de galería de los Llanos Orientales son reconocidos como reservorios de biodiversidad, gracias a la poca superficie que ocupan y su alta heterogeneidad estructural y funcional (Correa-Gómez & Stevenson, 2010). Son escenarios ideales para la conservación de mamíferos, se desempeñan como corredores biológicos articulando diferentes ecosistemas como bosques de piedemonte, sabanas, matas de monte y agroecosistemas (Núñez et al., 2019). Mendez et al., (2020) refieren que los bosques de galería juegan un papel fundamental para la fauna silvestre, especialmente en mamíferos medianos y grandes.

Mamíferos medianos y grandes

A escala global, la diversidad de mamíferos es relativamente menor en comparación con otros grupos de vertebrados tetrápodos, sin embargo, se ha documentado la existencia de alrededor de 6.495 especies pertenecientes a 22 órdenes (Burgin et al., 2018; Ceballos et al., 2013), siendo *Rodentia* y *Chiroptera* los grupos que presentan mayor riqueza de especies (Natera, 2018). En Colombia se registran alrededor de 13 órdenes con un total de 553 especies de las cuales 65 son endémicas para el territorio nacional (Ramírez et al., 2025). Los mamíferos presentan una amplia diversidad en cuanto a tamaño, forma y funciones, lo cual los convierte en un grupo fundamental para investigaciones relacionadas con conservación, evolución, endemismo y distribución de especies. Además, algunos de estos son considerados especies focales, bandera y sombrilla dentro de los ecosistemas; por lo tanto, su conservación contribuye a la protección de otras especies y del hábitat en general (Cofré et al., 2018).

Los mamíferos medianos y grandes engloban a especies que se desenvuelven en ambientes terrestres y arborícolas sin tener capacidad de vuelo (Hernández-Rodríguez et al., 2019). En general, son fáciles de reconocer y no requieren de su captura, los de talla mediana presentan un peso de (1-15 kg), mientras que los talla grande un peso (>15 kg) (Agebo & Tekalign, 2022; Cambronero et al., 2023; Castillo Figueroa et al., 2021). Las especies de mamíferos medianos y grandes están inmersas en dinámicas ecológicas tales como la depredación, dispersión de semillas, flujos de energía, entre otros (Doughty et al., 2016; Jansen et al., 2012).

En contraste las actividades de herbivoría, la dispersión de semillas y la depredación de presas, influye en la dinámica de los ecosistemas al facilitar la regeneración de la vegetación y mantener el equilibrio en las poblaciones de otras especies (Hernández-Rodríguez et al., 2019;

Salgado Ramirez, 2019). Debido a sus características ecológicas y a su sensibilidad a los cambios en los ecosistemas, los mamíferos medianos y grandes son considerados bioindicadores útiles para estimar el estado de conservación de sus hábitats. (Muzzachiodi & Sabattini, 2002; Naranjo & Kattan, 2008).

Fototrampeo

El fototrampeo es un método no invasivo que se ha utilizado desde inicios del siglo XX, con el propósito de estudiar mamíferos y aves terrestres (Alejandra, 2020). Actúa como un método de muestreo alternativo que implica la instalación de cámaras fotográficas de pequeño tamaño que se activan automáticamente cuando detectan el paso de un animal. Este método de muestreo emerge como una herramienta de gran potencial en la investigación biológica para registrar animales crípticos, elusivos y que poseen bajas densidades poblacionales (Maffei et al., 2002). A partir de los resultados obtenidos con este tipo de muestreo se pueden responder preguntas asociadas con la diversidad de especies, presencia/ausencia, ocupación del espacio, densidad, selección de recursos, comportamiento, patrones de actividad y distribución (Lizcano, 2018a; Maffei et al., 2002; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2012)

Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación son un tipo de modelo jerárquico que se utiliza en ecología para estimar la probabilidad de que un sitio o unidad de muestreo esté ocupado por una especie objetivo (Andrade-Ponce et al., 2021). Estos modelos son una opción valiosa para monitorear el estado de las especies, incluyendo aquellas que son objeto de conservación (Isasi-Catalá et al., 2016). Además de evaluar las poblaciones, estos modelos ofrecen la capacidad de comprender cómo las amenazas y otros factores ambientales impactan directamente en la ocupación de las especies (Isasi-Catalá et al., 2016).

Los modelos de ocupación emplean regresiones logísticas para generar modelos que corrigen la detección imperfecta, abordando la posibilidad de que una especie esté presente pero no sea detectada (Sebastian & Jiménez-Ramírez, 2019). Estos modelos cuentan con cinco supuestos que se deben cumplir para evitar sesgos en las estimaciones: 1) supuesto de sitio cerrado, el estado de ocupación no deberá cambiar durante el proceso de muestreo; 2) la probabilidad de ocupación y detección deben ser igual en todos los sitios, de lo contrario es necesario construir modelos incluyendo variables para cada uno de los procesos (ψ, p); 3) independencia temporal, la detección de los individuos entre sitios debe ser independiente para cada uno de los eventos de muestreo; 4) independencia espacial, los historiales de detección deben ser independientes para cada una de las estaciones de muestreo; 5) las especies deben ser correctamente identificadas, no se pueden registrar falsas presencias (Andrade-Ponce et al., 2021; Muñoz Castro, 2023).

Pregunta de investigación

¿Cuál es la diversidad de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, y qué variables tanto de paisaje como antropogénicas tienen efecto en sus patrones de ocupación?

Hipótesis

Aunque las actividades antrópicas han alterado los bosques de galería en Arauca, estos todavía presentan condiciones favorables para la conservación de mamíferos medianos y grandes, ya que ofrecen recursos y condiciones que no se encuentran, o son limitados en otras coberturas aledañas como sabanas naturales, potreros y cultivos.

La probabilidad de ocupación y detección de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca está influenciada por variables antropogénicas y de paisaje. Se espera que la detección sea mayor en senderos de fauna silvestre que en caminos utilizados por humanos (Vera, 2024; Wevers et al., 2021) . También se espera, que la detección de las especies varíe en función del número de cámaras trampa utilizadas por cada modelo (Hofmeester et al., 2021a). Por su parte, la ocupación de las especies aumente cuando menor es la distancia a fuentes de agua (Bitetti et al., 2020; Vera, 2024) como también, la ocupación puede aumentar cuando mayor es la distancia a las viviendas (Sebastian & Jiménez-Ramírez, 2019; Vera, 2024). En cuanto a la distancia al borde del bosque, esta indica el grado de exposición de un sitio a este efecto, el cual puede influir en la ocupación, favoreciendo o limitando a las especies según su tolerancia a las condiciones de este (Ahumada et al., 2013; Pfeifer et al., 2017; Sebastian & Jiménez-Ramírez, 2019); y, por último, la ocupación disminuye cuando mayor es la abundancia de especies domésticas (Huertaz et al., 2022; Regmi et al., 2023; Srbek & Chiarello, 2008).

Objetivos

General

Evaluar la diversidad y patrones de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Específicos

-Determinar la composición y estructura de mamíferos medianos y grandes asociados a bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

-Evaluar el impacto de variables de paisaje y antropogénicas en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en bosques de galería ubicados en ocho veredas del municipio de Arauca, en el departamento de Arauca, Colombia. Su ubicación aproximada es 6° 50.961'N, 70° 40.446'O con valores de elevación que van desde los 108 (m.s.n.m) hasta los 141 (m.s.n.m.). El área de estudio abarcó aproximadamente 38.800 hectáreas, caracterizadas por la presencia de múltiples fuentes de agua, fragmentos de bosque de galería, sabanas, viviendas, cultivos y potreros (Figura 1). Las temperaturas en Arauca varían durante todo el año, oscilando entre los 20 y 33 grados centígrados, la humedad relativa se sitúa entre el 65% y el 85%, los meses de junio y julio registran los niveles más altos de humedad, mientras que la época más seca es de enero a marzo (Romero-Hurtado et al., 2022). Según Aymard,(2015) reporta la presencia de diversas especies vegetales de algunos bosques de galería en el municipio de Arauca, entre las que destacan *Tacarcuna amanoifolia, Attalea butyracea, Trichilia palli, Spondias mombin, Triplaris americana* y *Guazuma ulmifoliade*.

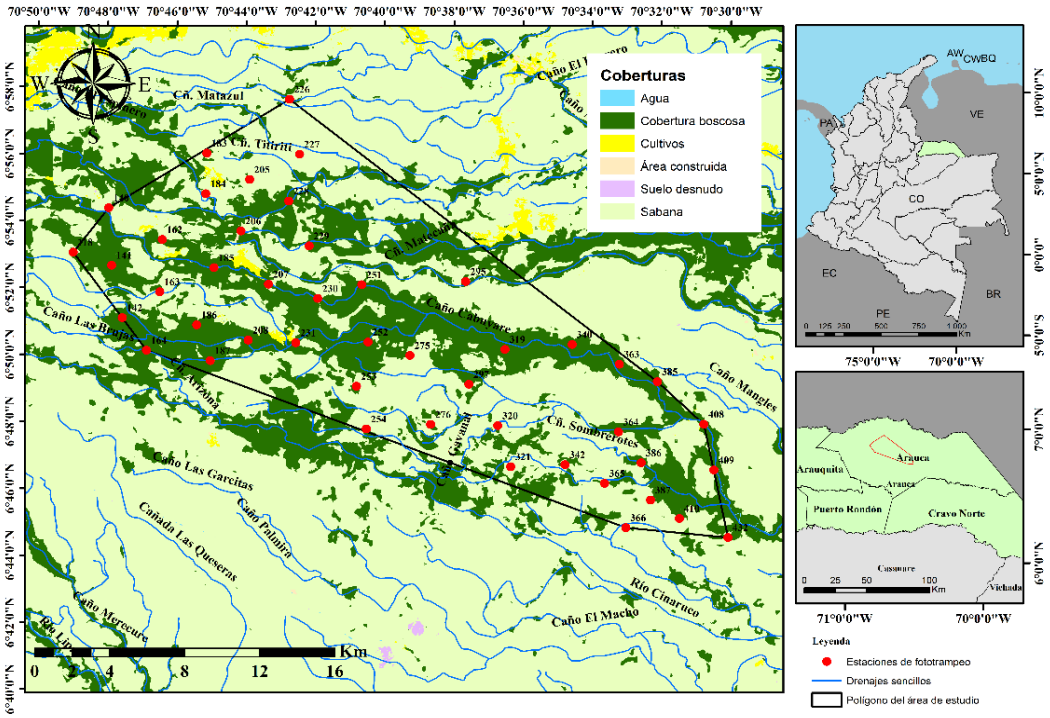


Figura 1. Ubicación de las estaciones de fototrampeo (círculos rojos) en el área de estudio (Arauca, Arauca, Colombia). El mapa contiene las diferentes coberturas de la zona con una resolución de 10 metros para el año 2021 derivadas de imágenes satelitales (Sentinel-2 uso de la tierra). Los ríos y caños se representan por medio de líneas azules.

Instalación de las cámaras trampas

Los muestreos se realizaron mediante el método de fototrampeo, desde abril hasta agosto de 2023 (Hernandez-Perez et al., 2015). Se instalaron 46 estaciones de fototrampeo cada una de ellas con dos cámaras trampas ubicadas en árboles y arbustos a una altura entre 30 a 50 cm del suelo (Castillo-Figueroa et al., 2021; Monroy-Vilchis et al., 2011). Los modelos de las cámaras utilizadas fueron: BolyMedia, Cuddeback y Reconyx, programadas para la toma de registros fotográficos durante las 24 horas del día, con un número de registros por activación en el caso de BolyMedia de dos a tres registros, Cuddeback dos registros en el día y uno en la noche, mientras que en Reconyx tres registros fotográficos por activación. Cada una de las cámaras trampa

fueron programadas para la toma de registro con el menor intervalo de tiempo posible, maximizando la eficiencia del muestreo.

Las estaciones fueron ubicadas a una distancia de aproximadamente 2.5 kilómetros entre ellas, y georreferenciadas con un GPS. El diseño de dos cámaras trampa por estación se implementó debido a que el objetivo inicial del trabajo en campo, llevado a cabo por la organización WCS, era generar un muestreo que permitiera analizar la densidad del jaguar (Ayala et al., 2022). Sin embargo, a partir de los registros obtenidos de otras especies de mamíferos medianos y grandes, se decide utilizar esta información para desarrollar la presente investigación, que se enfoca en la diversidad y ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca.

Finalmente, la identificación se realizó a través de comparaciones con literatura especializada (Emmons & Feer, 1997; Gustafson et al., 2023; Magnusson, 1998). Cabe aclarar que el trabajo de campo y financiación del proyecto fue cubierto en su totalidad por Wildlife Conservation Society (WCS), organización que además facilitó los registros fotográficos para el desarrollo de esta investigación.

Extracción de los metadatos

La extracción de los metadatos de las cámaras trampa se realizó utilizando el paquete CamtrapR versión 2.3.0 (Niedballa et al., 2024) tal como lo indica Mandujano & Pérez, (2019). Para utilizar el paquete CamtrapR se organizaron las fotografías extraídas de las cámaras trampa por especies en carpetas individuales, y posteriormente se corrieron en el software RStudio (versión 4.3.0) con un minDeltaTime = 60, que en este caso permitió establecer como un solo registro las secuencias de fotografías de la misma especie en un rango inferior a 1 hora,

contribuyendo así al criterio de registros independientes, en el que también se consideraron independientes aquellos registros consecutivos de diferentes especies y registros no consecutivos de la misma especie (Niedballa et al., 2016; Tobler et al., 2008). En cuanto a las especies gregarias se consideró como registros independientes el mismo número de individuos que aparecen en una fotografía (Mosquera et al., 2018).

Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo se calculó sumando el número de días en los que estuvo activa la estación de fototrampeo (Dougnac et al., 2022). Al tratarse de estaciones conformadas por dos cámaras trampa orientadas entre sí para capturar cada flanco del individuo y, por lo tanto, obtener los mismos registros fotográficos, se consideró un solo día de esfuerzo de cámara por estación, a pesar de contar con dos cámaras en cada sitio de muestreo (Pease et al., 2016).

Completitud del muestreo

Para evaluar la representatividad del muestreo con cámaras trampa se realizó la curva de acumulación de especies, empleando el paquete BiodiversityR versión 2.16-1 (Kindt, 2024) en el software R versión 4.4.0 (R core team, 2024). Por medio de la función accumresult y el método exact que estima la riqueza promedio de especies esperadas (Mandujano & Pérez, 2019).

Frecuencia de captura

Se calculó la frecuencia de captura como una aproximación de la abundancia relativa (Pardo-Vargas & Payán, 2015). Para ello, se utilizó el índice de abundancia relativa clásico que tiene como fórmula dividir el número de registros independientes sobre el esfuerzo total de muestreo (días-trampa) multiplicado por 100 (ver ecuación 1) (Mandujano & Pérez, 2019).

$$RAI_i = \frac{n_{tot}}{dias_{tot}} x\ 100$$

Ecuación 1. n_{tot} Número de registros independientes de la especie, $días_{tot}$ esfuerzo total de muestreo expresado en días-trampa.

Para el cálculo del índice de abundancia relativa clásico, se empleó el paquete RAI.R en el software R versión 4.4.0 (R core team, 2024). Este análisis requiere de la preparación de los datos en un archivo CSV con la siguiente estructura: Columna uno (Camera) hace referencia a las cámaras instaladas, columna dos (Species) nombre científico de las especies registradas por las cámaras trampa, columna 3 (Events) número de registros independientes de la especie, y finalmente la columna cuatro (Effort) indica el esfuerzo de muestreo días-trampa en los que estuvo activa cada cámara (Mandujano & Pérez, 2019)

Curva de rango de captura

A través del método de Whittaker (1965) se estimaron los perfiles de captura de mamíferos medianos y grandes, en este análisis las especies fueron representadas en una escala logarítmica, haciendo referencia a que las especies con un mayor valor en la escala son más frecuentes y por ende las de menor valor son raras o poco frecuentes. Para autores como Gaviria & Henao Bañol, (2011) las especies que tienen más de 10 registros son muy abundantes, entre 6-10 abundantes, de 2 - 5 poco abundantes y aquellas que solo presentan un registro se consideran raras. La curva de rango de captura se construyó empleando software R versión 4.4.0 (R core team, 2024) a través de paquete Vegan versión 2.6-10 (Oksanen et al., 2025) y la función “radfit”

Diversidad de mamíferos medianos y grandes

La diversidad de mamíferos medianos y grandes asociada a bosques de galería en Arauca, fue estimada a través de los números de diversidad de Hill, que permitieron cuantificar de forma efectiva la diversidad taxonómica (Mandujano & Pérez, 2019). Este índice representa el número

efectivo de especies basado en sus abundancias relativas y se caracteriza por incluir tres medidas de diversidad: (q= 0) corresponde a la riqueza de especies, ya que da el mismo peso a todas las especies sin tener en cuenta sus abundancias relativas; (q= 1) es una medida de la diversidad de Shannon y pondera las especies de acuerdo con sus abundancias relativas. Este orden de diversidad puede interpretarse como el número efectivo de especies comunes o típicas, y finalmente (q= 2) es una medida de la diversidad del inverso de Simpson, en la que se da un mayor peso a las especies abundantes y se descartan las raras, pudiéndose interpretar este orden de diversidad como el número efectivo de especies dominantes o muy abundantes (Chao et al., 2014; Schnell & Safi, 2016). Para el cálculo de los números de diversidad Hill se utilizó el paquete iNEXT versión 3.0.1 (Johnsonet al., 2024) y la función iNEXT con el argumento (datatype = abundance) en el que se incluyeron los registros independientes de cada especie (Mandujano & Pérez, 2019)

Modelos de ocupación y detección

Obtención de variables

Se incluyeron variables de paisaje y antropogénicas, que potencialmente afectan la detección y ocupación de mamíferos medianos y grandes presentes en el área de estudio (G. Andrade et al., 2021; MacKenzie et al., 2005) (Tabla 1). Las variables consideradas para la probabilidad de detección fueron: presencia de camino de humanos, presencia de senderos de fauna y modelo de la cámara; para la probabilidad de ocupación: distancia a fuentes de agua, distancia a viviendas, distancia al borde del bosque, IAR de *Bos taurus* e IAR de *Canis familiaris*. La inclusión de estas variables que inciden en los dos procesos permitió que la heterogeneidad en la ocupación y detección fuera modelada, cumpliendo así con uno de los supuestos que tienen los modelos de ocupación (Kéry & Royle, 2015; MacKenzie et al., 2018).

Adicionalmente se realizó una prueba de correlación de Pearson para identificar y evitar la sobreexplicación de los resultados por la correlación entre variables (Muñoz Castro, 2023).

Tabla 1. Variables antropogénicas y de paisaje incluidas en los modelos de ocupación y detección de mamíferos medianos y grandes. p: probabilidad de detección; Ψ: probabilidad de ocupación.

Variable	**p**	**Ψ**	**Método**
Caminos de humanos	X		Durante la instalación de las cámaras trampa se tuvo en cuenta la presencia de caminos con registros de actividad humana y senderos de fauna silvestre. Presencia (1), ausencia (0).
Senderos de fauna silvestre	X		
Modelo de la cámara	X		El muestreo se realizó con tres modelos de cámaras: 46 BolyMedia, 24 Cuddeback y 22 Reconyx.
Distancia a fuentes de agua		X	Distancia lineal en metros al caño o río más cercano. Se utilizó un shapefile con los drenajes sencillos de Colombia a escala 1:500.000 (IGAC, 2014)
Distancia a viviendas		X	Por medio de imágenes satelitales en Google Earth, (2024) se tomaron las coordenadas de viviendas, y posteriormente con software ArcGIS 10.8 (Esri, 2020) se calculó la distancia entre la estación y la vivienda más cercana.
Distancia al borde del bosque		X	Distancia lineal (metros) entre la estación de fototrampeo y el borde del bosque de galería más cercano (Stirnemann et al., 2015). Para el cálculo se usaron imágenes satelitales (Sentinel-2 10m 2021) con las coberturas de la tierra y por medio del software ArcGIS 10.8 (Esri, 2020) se calculó la distancia utilizando la herramienta Near.
IAR de *Bos taurus*		X	Se tomaron en cuenta los registros independientes de perros domésticos y bovinos capturados por las cámaras trampa para calcular el índice de abundancia relativa a través de la fórmula: $RAI_i = \frac{n_{tot}}{dias_{tot}} x\ 100$
IAR de *Canis familiaris*		X	

Modelos de ocupación y detección

Para evaluar el efecto de las variables de paisaje y antropogénicas en la detección y ocupación de mamíferos, se usaron modelos de ocupación de una sola temporada con las especies más abundantes (Hernández, 2020; MacKenzie et al., 2002) (Tabla 3). Los historiales de detección se obtuvieron con el paquete CamtrapR versión 2.3.0 (Niedballa et al., 2024) en el software R versión 4.4.0 (R core team, 2024). Estos historiales se construyeron con los primeros 70 días de muestreo, para poder eliminar valores faltantes (NA) que se originaron por el no funcionamiento de algunas cámaras, adicionalmente se eliminó una estación que presentó fallas desde los primeros días de su instalación; por lo tanto, para los análisis de ocupación se contó con 45 estaciones. Las detecciones se agruparon en periodos de 7 días, de modo que se obtuvieron 10 ocasiones para cada una de las especies (Bonilla et al., 2020; Mandujano & Pérez, 2019).

Se utilizó el paquete unmarked versión 1.4.3 en el software R para modelar inicialmente la detección y elegir el mejor modelo a través del criterio de información de Akaike (AIC), para posteriormente incluirlo en los modelos de ocupación y de la misma manera en este caso por medio del criterio de información de Akaike con corrección para muestras pequeñas AICc elegir el mejor modelo de ocupación (Andrade et al., 2021). Se consideraron como modelos competitivos todos aquellos que presentaron un valor en el $\Delta AICc < 2$, por su capacidad predictiva (Burnham & Anderson, 2004). Sin embargo, en algunos casos no hubo un único modelo que tuviera el mayor apoyo para explicar la ocupación de la especie, de modo que se realizó un promedio con los modelos competitivos ($\Delta AICc < 2$) a través de la función model.avg del paquete MuMIn versión 1.48.11 (Bartoń, 2025; Symonds & Moussalli, 2011).

Resultados

Objetivo uno: Determinar la composición y estructura de mamíferos medianos y grandes asociados a bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Con un esfuerzo de muestreo total de 4832 días/trampa desde abril hasta agosto de 2023 y 3496 registros independientes, se logró registrar 19 especies de mamíferos medianos y grandes, distribuidas en siete órdenes y 15 familias (Tabla 2).

Tabla 2. Especies registradas en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca-Colombia. N: número de registros independientes, UICN: categoría de conservación de las especies según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Rs. 0126 2024: Resolución con la lista de especies silvestre amenazadas de la diversidad biológica continental y marino-costera en Colombia.

Orden - Familia	Especie	N	Frecuencias de captura	UICN	Rs. 0126 2024
Artiodactyla					
Tayassuidae	*Dicotyles tajacu*	929	19,23	LC	-
Cervidae	*Odocoileus cariacou*	101	2,09	LC	-
Carnivora					
Canidae	*Cerdocyon thous*	219	4,53	LC	-
Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	3	0,06	LC	-
Felidae	*Leopardus pardalis*	309	6,39	LC	-
	Puma concolor	55	1,14	LC	-
	Herpailurus yagouaroundi	6	0,12	LC	-
	Panthera onca	2	0,04	NT	VU
Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	109	2,26	LC	-
Mustelidae	*Pteronura brasiliensis*	1	0,02	EN	EN
Cingulata					
Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	154	3,19	LC	-
Didelphimorphia					
Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	189	3,91	LC	-
Pilosa					
Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla*	350	7,24	VU	VU
	Tamandua tetradactyla	107	2,21	LC	-
Perissodactyla					
Tapiridae	*Tapirus terrestris*	10	0,21	VU	VU
Rodentia					
Erethizontidae	*Coendou longicaudatus*	1	0,02	LC	-
Cuniculidae	*Cuniculus paca*	108	2,24	LC	-

Orden - Familia	Especie	N	Frecuencias de captura	UICN	Rs. 0126 2024
Dasyproctidae	*Dasyprocta fuliginosa*	746	15,44	LC	-
Caviidae	*Hydrochoerus hydrochaeris*	97	2,01	LC	-

Los órdenes Carnivora y Rodentia destacan por ser los que contienen un mayor número de familias. En el caso de Carnivora se registran cinco familias, conformadas cada una de ellas por al menos una especie a excepción de Felidae, que contiene cuatro: *Leopardus pardalis, Puma concolor, Herpailurus yagouaroundi* y *Panthera onca*. Por su parte a Rodentia lo componen cuatro familias cada una de ellas con al menos una especie: *Coendou longicaudatus, Cuniculus paca, Dasyprocta fuliginosa* e *Hydrochoerus hydrochaeris.*

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2024) 15 de las 19 especies se encuentran en una categoría de preocupación menor (LC), mientras que *Panthera onca* casia amenazada (NT), *Myrmecophaga tridactyla* y *Tapirus terrestris* vulnerable (VU) y *Pteronura brasiliensis* en peligro (EN). La anterior categorización también coincide con la Resolución. 0126 2024 a excepción de *Panthera onca* que en este caso es clasificado como vulnerable (VU).

De acuerdo con la frecuencia de captura, las especies más comunes o frecuentes en el área son *Dicotyles tajacu* (19,23%) y *Dasyprocta fuliginosa* (15,44%) seguidos de especies como: *Myrmecophaga tridactyla* (7,24%), *Leopardus pardalis* (6,39%) y *Cerdocyon thous* (4,53). Por otro lado, las especies menos frecuentes son *Tapirus terrestris* (0,21%), *Herpailurus yagouaroundi* (0,12%), *Conepatus semistriatus* (0,06%), *Panthera onca* (0,04%), *Pteronura brasiliensis* (0,02%) y *Coendou longicaudatus* (0,02%) (Figura 2).

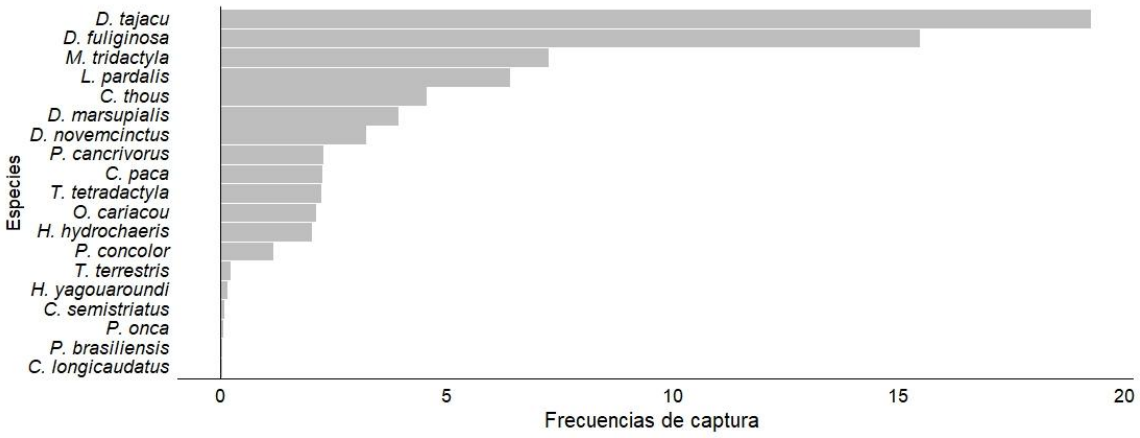


Figura 2. Frecuencia de captura de mamíferos medianos y grandes detectados por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia.

La curva de acumulación de especies indicó por medio de la formación de la asíntota, que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para registrar la mayoría de las especies presentes en el área de estudio (Figura 3). De acuerdo con la estimación de diversidad asintótica (q = 0), se obtuvieron 19 de los 21 registros esperados de mamíferos medianos y grandes, lo que corresponde a una representatividad del 90.5%.

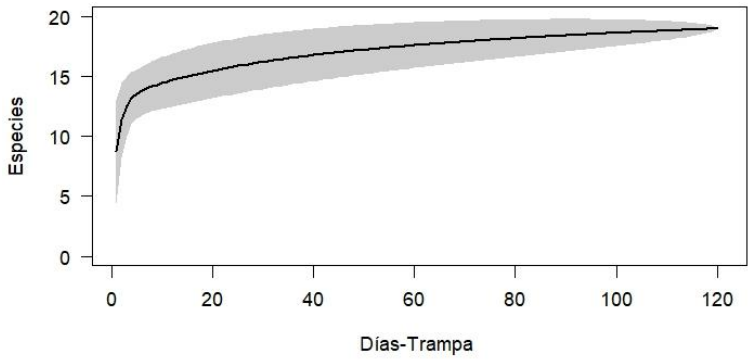


Figura 3. Curva de acumulación de especies de mamíferos medianos y grandes detectados por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia.

La curva de rango de captura para mamíferos medianos y grandes en el área de estudio indicó la presencia de 13 especies muy frecuentes, entre las que destacan *Dicotyles tajacu* y *Dasyprocta fuliginosa; dos* especies frecuentes *Tapirus terrestris y Herpailurus yagouaroundi;* dos poco frecuentes *Conepatus semistriatus* y *Panthera onca;* y dos especies categorizadas como raras *Pteronura brasiliensis* y *Coendou longicaudatus.* La baja frecuencia de detección en las dos últimas especies podría atribuirse a que la primera es semiacuática y la segunda principalmente arborícola, lo cual reduce su detección mediante el método de muestreo usado en esta investigación. Por otro lado, no se evidencia una distribución equitativa de las frecuencias de captura, algunas especies como *Dicotyles tajacu* y *Dasyprocta fuliginosa* presentan una mayor dominancia con relación a las demás especies.

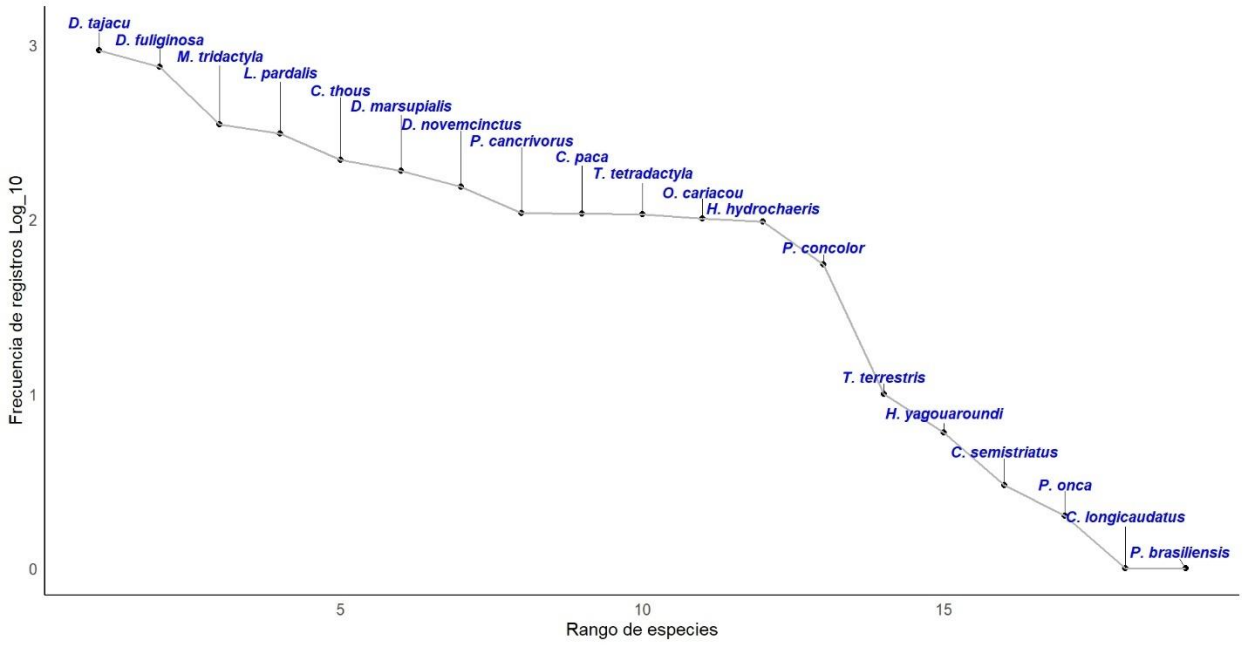


Figura 4. Curva de rango de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes detectadas por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia.

El análisis de la diversidad de Hill demostró que se registraron 19 especies efectivas de mamíferos medianos y grandes, de las cuales nueve son comunes o típicas y seis dominantes. Las curvas de rarefacción y extrapolación confirman que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para registrar una proporción representativa del ensamblaje de mamíferos en el área de estudio.

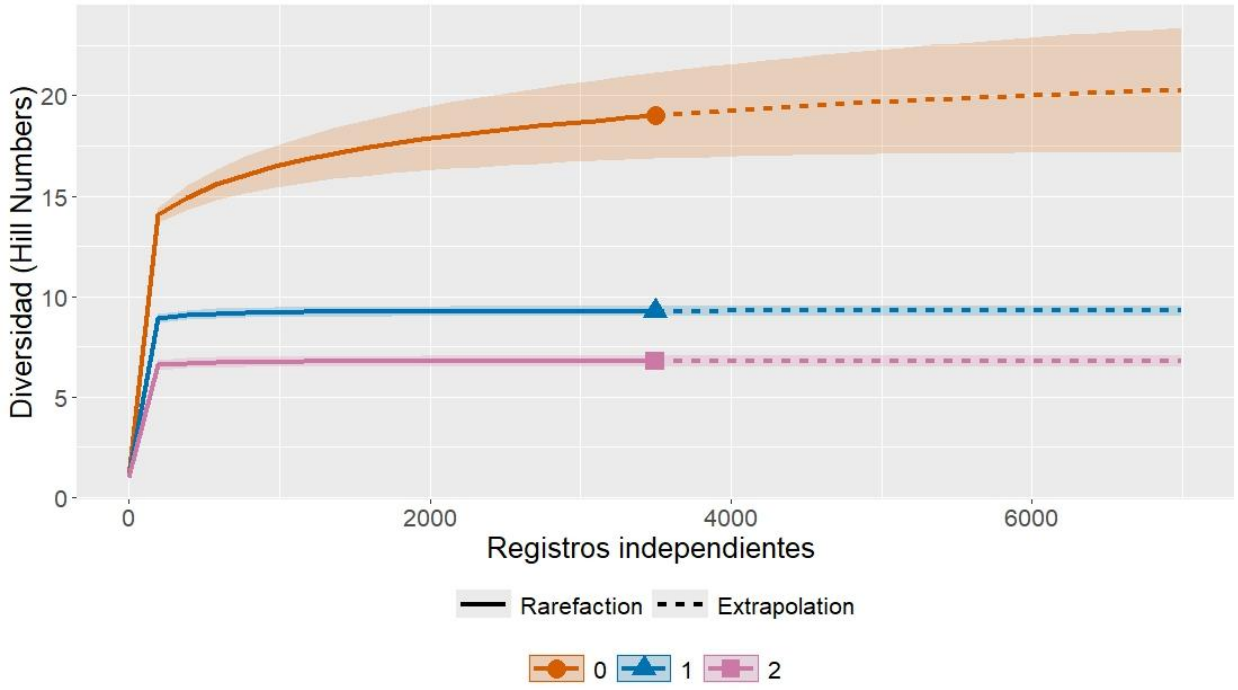


Figura 5. Diversidad de Hill para las especies de mamíferos medianos y grandes detectadas por fototrampeo en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Línea naranja: riqueza de especies (q= 0); línea azul: especies comunes o típicas (q=1); línea rosada: especies dominantes o muy abundantes (q= 2).

Objetivo dos: Evaluar el impacto de variables de paisaje y antropogénicas en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Ocupación ingenua

De las 19 especies de mamíferos medianos y grandes registradas, se construyeron modelos de detección y ocupación para 13 de ellas por ser las más frecuentes (Tabla 3). La ocupación ingenua en un periodo de 70 días de muestreo en las 45 estaciones demostró que *Leopardus pardalis* tiene una proporción de sitios ocupados del 87 % seguido de *Myrmecophaga tridactyla* con un 80 % a diferencia de *Conepatus semistriatus, Coendou longicaudatus* y *Pteronura brasiliensis* que presentaron una proporción bastante baja del 0,2 %.

Tabla 3. Ocupación ingenua de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia. Los asteriscos (*) indican las especies utilizadas para construir el modelo de ocupación y detección. (p): probabilidad de detección; (Ψ): probabilidad de ocupación.

Especie	**Ocupación ingenua**	**Modelo de (p) (Ψ)**
Leopardus pardalis	0,87	**
Myrmecophaga tridactyla	0,80	**
Dasyprocta fuliginosa	0,62	**
Procyon cancrivorus	0,58	**
Dicotyles tajacu	0,47	**
Odocoileus cariacou	0,47	**
Didelphis marsupialis	0,47	**
Dasypus novemcinctus	0,44	**
Tamandua tetradactyla	0,44	**
Puma concolor	0,40	**
Cerdocyon thous	0,36	**
Cuniculus paca	0,13	**
Hydrochoerus hydrochaeris	0,13	**
Herpailurus yagouaroundi	0,07	--
Tapirus terrestris	0,07	--
Panthera onca	0,04	--
Conepatus semistriatus	0,02	--
Pteronura brasiliensis	0,02	--
Coendou longicaudatus	0,02	--

Prueba de correlación de Pearson

De acuerdo con la prueba de correlación de Pearson, las variables de paisaje y antropogénicas no presentaron correlaciones significativas que impidan su uso en los modelos de detección y ocupación. La presencia de caminos de humanos y senderos de fauna silvestre tuvieron una correlación negativa de -0,4 siendo esta las variables con mayor correlación (Figura 6).

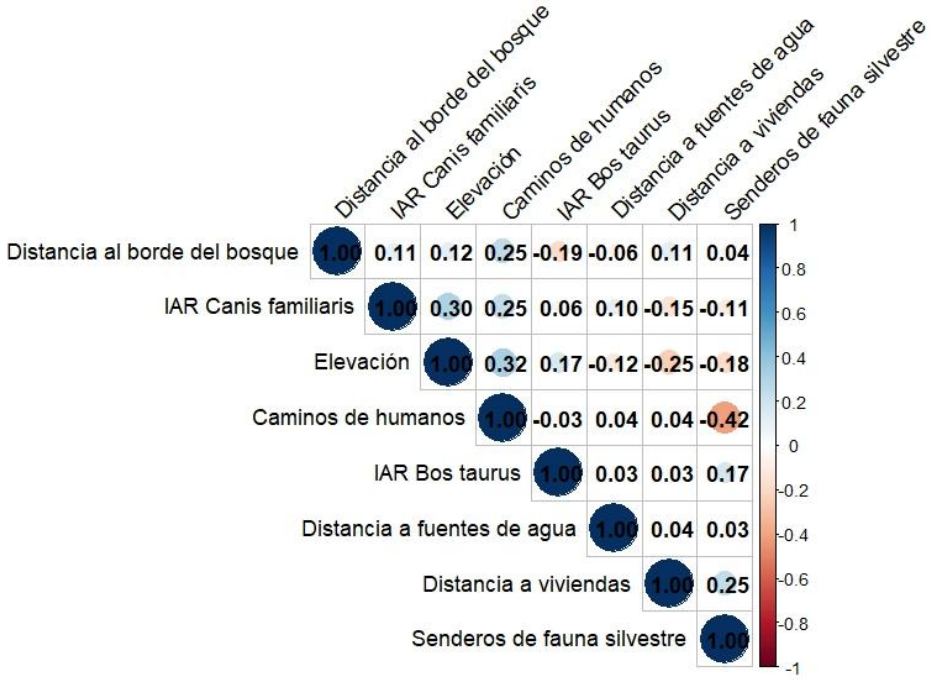


Figura 6. Prueba de correlación de Pearson entre las variables de paisaje y antropogénicas incluidas en los modelos de detección y ocupación.

Modelos de ocupación y detección

Dicotyles tajacu

Dicotyles tajacu presentó una ocupación ingenua de 0.47 (Tabla 3). La probabilidad de detección de la especie fue mayor en sitios con presencia de senderos de fauna silvestre (β = 1.09 ± 0.33 SE, p = 0.00108) (Figura 7A). El modelo que recibió la mayor parte del apoyo (Tabla 4) refirió que la distancia a las viviendas tiene un efecto significativo en la probabilidad de ocupación de *Dicotyles tajacu* (p = 0.013), indicando que la especie ocupa áreas más alejadas de las viviendas, es decir, su probabilidad de ocupación aumenta con la distancia a los asentamientos humanos (β =1.20 ± 0.48 SE) (Figura 7B).

Tabla 4. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Dicotyles tajacu* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Send. fauna silv), Ψ(Dist. Viviendas)	4	-149.743	308.5	0.00	0.319
p(Send. fauna silv), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas)	5	-149.516	310.6	2.08	0.113
p(Send. fauna silv), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	5	-149.535	310.6	2.12	0.111
p(Send. fauna silv), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	5	-149.724	311.0	2.50	0.092
p(Send. fauna silv), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas)	5	-149.739	311.0	2.53	0.090

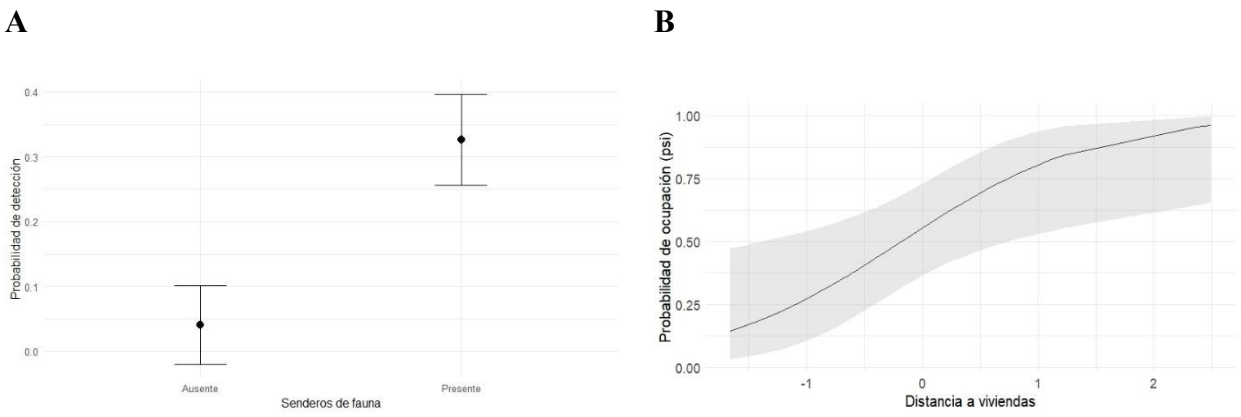


Figura 7. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Dicotyles tajacu*: (A) efecto de los senderos de fauna silvestre en la detección; (B) efecto de la distancia a las viviendas en la ocupación.

Odocoileus cariacou

Odocoileus cariacou presentó una ocupación ingenua de 0.47 (Tabla 3), y el mejor modelo de detección fue el modelo nulo. En cuanto a ocupación el análisis arrojó tres modelos plausibles (Tabla 5), los cuales, al ser promediados, incluyeron tres variables que no estadísticamente significativas: IAR de *Bos taurus* (p = 0.341), distancia al borde del bosque (p = 0.387) y distancia a viviendas (p = 0.46). Por lo tanto, no es posible hacer declaraciones concluyentes respecto al efecto de estas variables.

Tabla 5. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Odocoileus cariacou* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(.), Ψ(IAR *Bos taurus*)	3	-132.352	271.3	0.00	0.211
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+IAR *Bos taurus*)	4	-131.992	273.0	1.69	0.090
p(.), Ψ(Dist. Viviendas+IAR *Bos taurus*)	4	-132.038	273.1	1.79	0.086
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Bos taurus)	4	-132.154	273.3	2.02	0.077
p(.), Ψ(IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	4	-132.248	273.5	2.21	0.070
p(.), Ψ(.)	2	-134.657	273.6	2.31	0.067

Cerdocyon thous

Cerdocyon thous presentó una ocupación ingenua de 0.36 (Tabla 3), y su mejor modelo de detección fue el nulo. En cuanto a la ocupación, el mejor modelo (Tabla 6) incluyó dos variables que no son estadísticamente significativas: la distancia al borde del bosque (p = 0.067) y la abundancia de perros domésticos (p = 0.130). No obstante, la variable distancia al borde del bosque sugirió que la probabilidad de ocupación de la especie es mayor en sitios cercanos al borde del bosque (β = -1.032 ± 0.564 SE) (Figura 8).

Tabla 6. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Cerdocyon thous* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+IAR Canis familiaris)	4	-127.789	264.6	0.00	0.286
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	5	-127.603	266.7	2.17	0.097
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	5	-127.757	267.1	2.47	0.083
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris)	5	-127.787	267.1	2.53	0.081
p(.), Ψ(IAR Canis familiaris)	3	-130.435	267.5	2.88	0.068

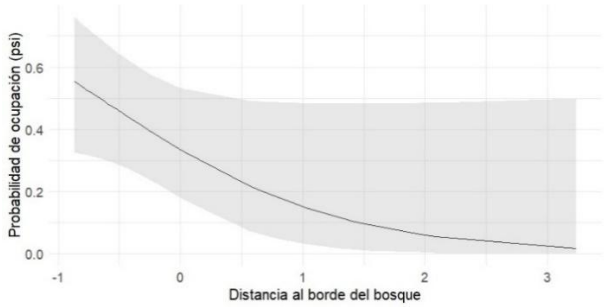


Figura 8. Efecto de la distancia al borde del bosque en la ocupación de *Cerdocyon thous.*

Leopardus pardalis

Para *Leopardus pardalis* la probabilidad de detección fue mayor con las cámaras BolyMedia (β = 0.917± 0.280 SE, p =0.0010) (Figura 9). La ocupación ingenua de la especie es de 0.87 (Tabla 3) y su mejor modelo de ocupación es el nulo (Tabla 7). Por lo tanto, las variables seleccionadas no presentaron un efecto significativo en la probabilidad de ocupación de *Leopardus pardalis* en el área de estudio.

Tabla 7. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Leopardus pardalis* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(.)	4	-257.754	524.5	0.00	0.140
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Bos taurus)	5	-256.980	525.5	0.99	0.085
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Canis familiaris)	5	-257.132	525.8	1.29	0.073
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. fuentes agua)	5	-257.217	526.0	1.46	0.067
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	7	-254.497	526.0	1.51	0.066
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	6	-255.968	526.1	1.64	0.062

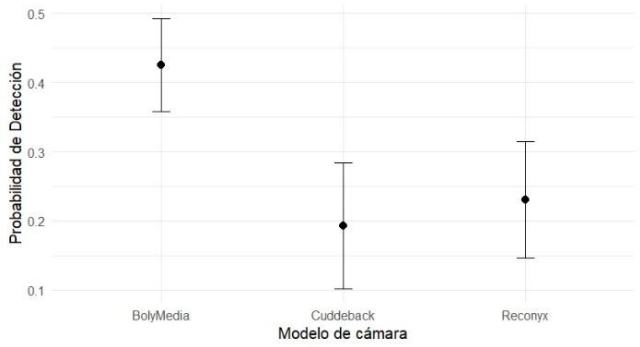


Figura 9. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Leopardus pardalis*.

Puma concolor

Puma concolor presentó una ocupación ingenua de 0.40 (Tabla 3), y su mejor modelo de detección fue el que incluyó senderos de fauna silvestre; sin embargo, este no es estadísticamente significativo. El análisis de ocupación arrojó siete modelos plausibles (Tabla 8), que, al ser promediados, incluyeron cinco variables, de las cuales ninguna es estadísticamente significativa.

Tabla 8. Clasificación de los siete primeros modelos de ocupación para *Puma concolor* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	5	-96732	205.0	0.00	0.158
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	7	-94130	205.3	0.28	0.137
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	6	-95762	205.7	0.73	0.110
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	6	-95795	205.8	0.80	0.106
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas)	5	-97266	206.1	1.07	0.093
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	5	-97503	206.5	1.54	0.073
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	6	-96248	206.7	1.70	0.068

Procyon cancrivorus

El mejor modelo de detección fue el que incluyó el tipo de cámara utilizada, se evidenció que la probabilidad de detección de la especie es mayor con las cámaras BolyMedia (β = 1.015± 0.488 SE, p = 0.037) (Figura 10). La ocupación ingenua es de 0.58 (Tabla 3), y el mejor modelo de ocupación para la especie fue el nulo, lo que indica que ninguna de las variables consideradas en la investigación presentó un efecto significativo sobre la ocupación de la especie en el área de estudio (Tabla 9).

Tabla 9. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Procyon cancrivorus* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(.)	4	-162.134	333.3	0.00	0.128
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	8	-156.848	333.7	0.43	0.103
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. fuentes agua)	5	-161.709	335.0	1.69	0.055
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Canis familiaris)	5	-161.945	335.4	2.16	0.044
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque)	5	-162.016	335.6	2.30	0.041
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Bos taurus)	5	-162.096	335.7	2.46	0.037

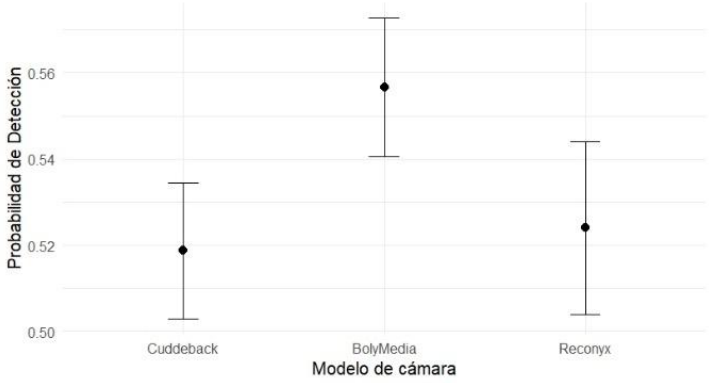


Figura 10. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Procyon cancrivorus*.

Dasypus novemcinctus

La ocupación ingenua estimada para *Dasypus novemcinctus* fue de 0.44 (Tabla 3). La probabilidad de detección de la especie es mayor con las cámaras BolyMedia (β = 1.35 ± 0.488 SE, p = 0.00888) (Figura 11). El análisis de ocupación arrojó tres modelos plausibles con mejor ajuste que el modelo nulo (Tabla 10). Al promediar los modelos plausibles, se encontró que las variables distancia a fuentes de agua (p = 0.122), distancia a viviendas (p = 0.139) y distancia al borde del bosque (p = 0.102) no presentan efectos estadísticamente significativos en la probabilidad de ocupación de la especie para el área de estudio.

Tabla 10. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Dasypus novemcinctus* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque)	5	-151.019	313.6	0.00	0.070
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas)	6	-149.902	314.0	0.44	0.056
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas)	7	-148.592	314.2	0.63	0.051
p(Mod. Cámara), Ψ(.)	4	-152.625	314.3	0.67	0.050
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua)	6	-150.082	314.4	0.80	0.047
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+IAR Canis familiaris)	6	-150.339	314.9	1.31	0.036

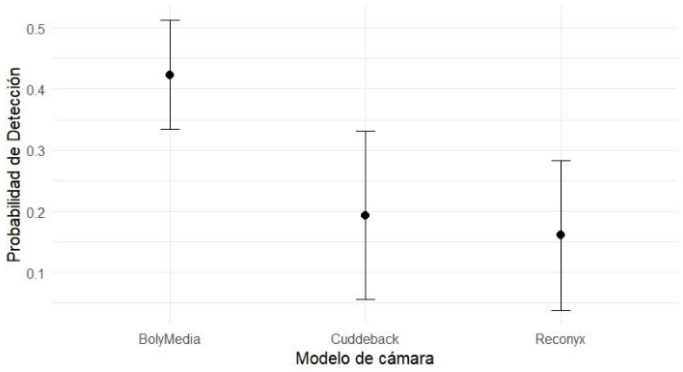


Figura 11. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Dasypus novemcinctus*

Didelphis marsupialis

La ocupación ingenua estimada para *Didelphis marsupialis* fue de 0.47 (Tabla 3). El mejor modelo de detección indicó una mayor probabilidad de detección de la especie con las cámaras BolyMedia (β = 2 ± 0.52 SE, p = 0.000124) (Figura 12A). El análisis de ocupación arrojó cuatro modelos plausibles (Tabla 11), que al ser promediados incluyeron cuatro variables, de las cuales únicamente la distancia a las viviendas es estadísticamente significativa (p = 0.0236). Su efecto indica que la probabilidad de ocupación de *Didelphis marsupialis* disminuye cuando mayor es la distancia a viviendas (β = -1.526 ± 0.674 SE) (Figura 12B).

Tabla 11. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Didelphis marsupialis* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas)	5	-147.789	307.1	0.00	0.206
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas)	6	-146.910	308.0	0.91	0.130
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	6	-146.937	308.1	0.97	0.127
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	6	-147.261	308.7	1.62	0.092
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	7	-146.225	309.5	2.36	0.063

A B

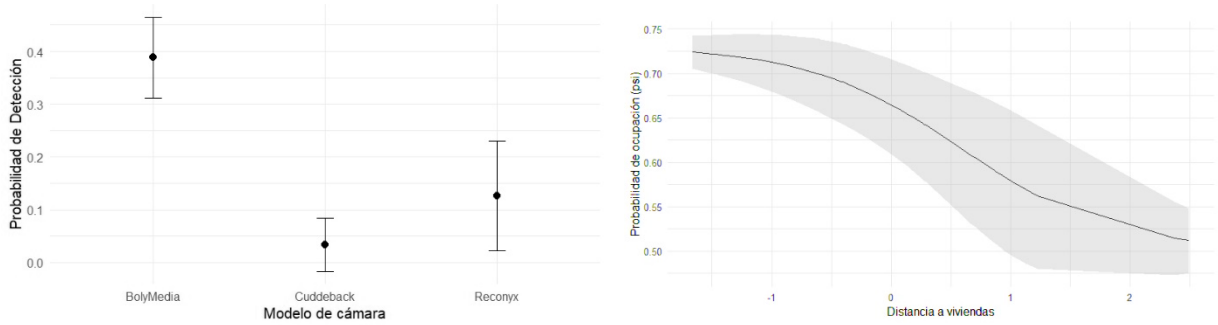


Figura 12. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Didelphis marsupialis*: (A) efecto del modelo de la cámara en la detección; (B) efecto de la distancia a las viviendas en la ocupación.

Myrmecophaga tridactyla

El modelo de detección que recibió la mayor parte del apoyo fue el que incluyó el tipo de cámara utilizada, se evidenció que la probabilidad de detección de *Myrmecophaga tridactyla* es mayor con las cámaras BolyMedia (β = 1.543 ± 0.294 SE, p = 1.57e-07) (Figura 13). La ocupación ingenua de la especie es de 0.80 (Tabla 3), y el mejor modelo de ocupación fue el nulo, lo que indica que ninguna de las variables consideradas en la investigación tuvo un efecto estadísticamente significativo sobre la probabilidad de ocupación de la especie en el área de estudio (Tabla 12).

Tabla 12. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Myrmecophaga tridactyla* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(.)	4	-238.394	485.8	0.00	0.123
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas)	5	-237.295	486.1	0.34	0.104
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	7	-235.089	487.2	1.42	0.060
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque)	5	-238.082	487.7	1.91	0.047

p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	6	-236.814	487.8	2.05	0.044
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Bos taurus)	5	-238.185	487.9	2.12	0.043

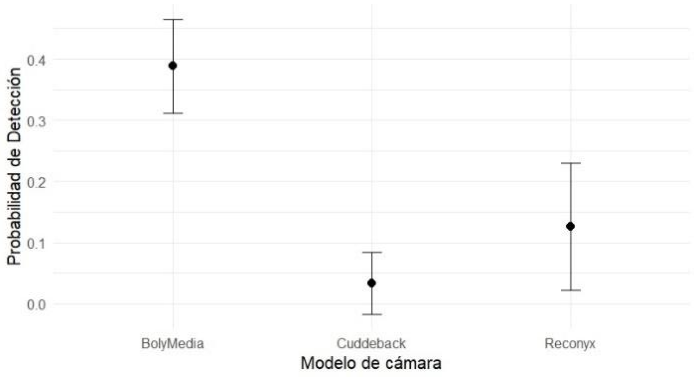


Figura 13. Efecto del modelo de la cámara en la detección de *Myrmecophaga tridactyla.*

Tamandua tetradactyla

La ocupación ingenua estimada para *Tamandua tetradactyla* es de 0.44. El mejor modelo de detección fue aquel que incluyó el modelo de cámara; sin embargo, su efecto no fue estadísticamente significativo. El análisis de ocupación arrojó dos modelos plausibles (Tabla 13), los cuales, al ser promediados incluyeron dos variables que no son estadísticamente significativas: IAR de *Bos taurus* (p = 0.179) e IAR *Canis familiaris* (p = 0.423). Por lo tanto, no es posible hacer declaraciones concluyentes respecto al efecto de estas variables.

Tabla 13. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Tamandua tetradactyla* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	**nPars**	**logLik**	**AICc**	**Delta**	**AICcwt**
p(.), Ψ(IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	4	-136.701	282.4	0.00	0.253
p(.), Ψ(IAR Canis familiaris)	3	-138.048	282.7	0.28	0.220
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	5	-136.479	284.5	2.09	0.089
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris)	4	-137.821	284.6	2.24	0.083
p(.), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	5	-136.696	284.9	2.53	0.071

Cuniculus paca

Para *Cuniculus paca*, la ocupación ingenua fue de 0.13 (Tabla 3), y su mejor modelo de detección es el nulo. Dos modelos plausibles recibieron la mayor parte del apoyo para explicar la ocupación de la especie (Tabla 14). El modelo promedio incluyó dos variables, de las cuales únicamente la distancia a fuentes de agua es marginalmente significativa (p=0.050). Su efecto indica que la probabilidad de ocupación de *Cuniculus paca* es menor en sitios con mayor distancia a fuentes de agua (β = -4.877± 2.490 SE) (Figura14).

Tabla 14. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Cuniculus paca* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris)	4	-50.352	109.7	0.00	0.259
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua)	3	-52.350	111.3	1.58	0.118
p(.), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris)	5	-50.138	111.8	2.11	0.090
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	5	-50.235	112.0	2.30	0.082
p(.), Ψ(Dist. fuentes agua+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	5	-50.315	112.2	2.46	0.076

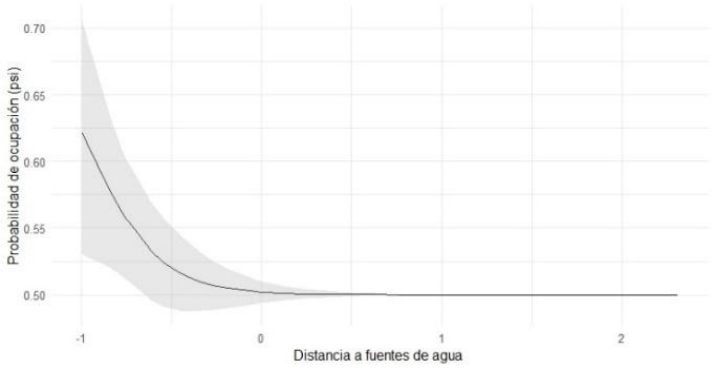


Figura 14. Efecto de la distancia a fuentes de agua en la ocupación de *Cuniculus paca.*

Dasyprocta fuliginosa

La ocupación ingenua estimada para *Dasyprocta fuliginosa* fue de 0.62 (Tabla 3). El mejor modelo de detección indicó una mayor probabilidad de detección de la especie con las cámaras BolyMedia (β = 0.941± 0.290 SE, p = 0.001) (Figura 15A). Cuatro modelos plausibles recibieron la mayor parte del apoyo para explicar la ocupación de la especie (Tabla 15). El modelo promedio incluyó tres variables, de las cuales únicamente el índice de abundancia relativa de *Bos taurus* es estadísticamente significativo (p = 0.012). Su efecto indica que la probabilidad de ocupación de *Dasyprocta fuliginosa* es menor en sitios que tienen una mayor abundancia de ganado (β = -1.603 ± 0.638 SE) (Figura 15B).

Tabla 15. Clasificación de los seis primeros modelos de ocupación para *Dasyprocta fuliginosa* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(Mod. Cámara), Ψ(IAR Bos taurus)	5	-210.829	433.2	0.00	0.146
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	6	-209.611	433.4	0.24	0.130
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas+IAR Bos taurus)	7	-208.525	434.1	0.88	0.094
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+IAR Bos taurus)	6	-210.188	434.6	1.39	0.073
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. borde bosque+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	8	-207.657	435.3	2.12	0.051
p(Mod. Cámara), Ψ(Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	7	-209.207	435.4	2.24	0.048

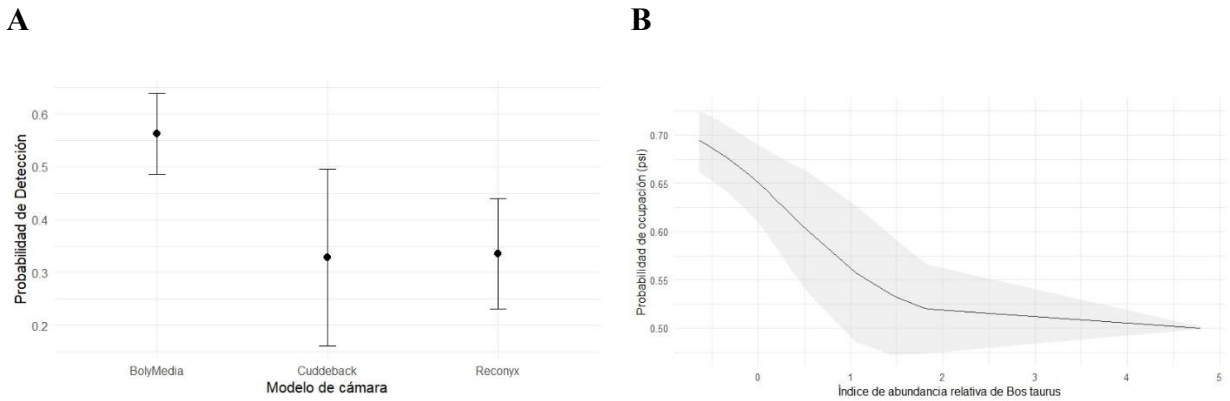


Figura 15. Efecto de las variables en la detección y ocupación de *Dasyprocta fuliginosa*: (A) efecto del modelo de la cámara en la detección; (B) efecto del IAR de *Bos taurus* en la ocupación.

Hydrochoerus hydrochaeris

Para *Hydrochoerus hydrochaeris* la ocupación ingenua fue de 0.13 (Tabla 3), y su mejor modelo de detección es el nulo. El modelo que recibió la mayor parte del apoyo (Tabla 16) refirió que la distancia a fuentes de agua tiene un efecto marginalmente significativo en la probabilidad de ocupación de *H. hydrochaeris* (p= 0.055). Este resultado indicó que la probabilidad de ocupación de la especie disminuye a medida que aumenta la distancia a las fuentes de agua (β = -3.41 ± 1.78 SE) (Figura 16).

Tabla 16. Clasificación de los cinco primeros modelos de ocupación para *Hydrochoerus hydrochaeris* según el criterio de información de Akaike corregido (AICc). nPars: número de parámetros del modelo; AICc: criterio de información Akaike; Delta: diferencia del AIC con el mejor modelo; AICwt: peso del modelo.

Modelo	nPars	logLik	AICc	Delta	AICcwt
p(.), Ψ(Dist. Fuentes agua+IAR Canis familiaris)	4	-49.872	108.7	0.00	0.294
p(.), Ψ(Dist. Fuentes agua)	3	-52.092	110.8	2.02	0.107
p(.), Ψ(Dist. Borde bosque+Dist. Fuentes agua+IAR Canis familiaris)	5	-49.658	110.9	2.11	0.102
p(.), Ψ(Dist. Fuentes agua+IAR Canis familiaris+IAR Bos taurus)	5	-49.806	111.2	2.41	0.088
p(.), Ψ(Dist. Fuentes agua+Dist. Viviendas+IAR Canis familiaris)	5	-49.815	111.2	2.42	0.087

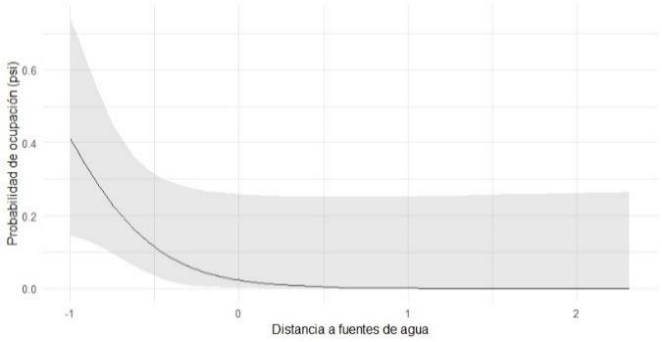


Figura 16. Efecto de la distancia a fuentes de agua en la ocupación de *Hydrochoerus hydrochaeris*.

Discusión

Objetivo específico uno: Determinar la composición y estructura de mamíferos medianos y grandes asociados a bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

Las 19 especies registradas en el área de estudio representan el 3.4 % de las especies de mamíferos reportadas para Colombia y el 12.10% para el departamento de Arauca (Guerra et al., 2019; Ramírez et al., 2025). En cuanto a mamíferos medianos y grandes Guerra et al., (2019) reportaron para el departamento de Arauca 51 especies, por lo tanto, con la presente investigación se logró registrar el 37% de esas especies, contribuyendo así al conocimiento de la diversidad de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca.

En términos de riqueza de especies, destacan dos órdenes: Carnivora, con siete especies registradas, y Rodentia, con cuatro. Estos resultados contrastan parcialmente con otras investigaciones realizadas en la Orinoquia colombiana, donde también obtuvieron que el orden Carnivora y Rodentia son los más representativos en riqueza de especies. Aya et al., (2019) con su investigación, lograron registrar siete especies del orden Carnivora y cinco de Rodentia. De manera similar, Mosquera et al., (2018) reportaron como parte de sus resultados, que el orden mejor representado fue Carnivora, con nueve especies distribuidas en cuatro familias. Una mayor riqueza de especies del orden Carnivora puede atribuirse a la disponibilidad de presas que en este caso las aporta el orden Rodentia con las especies *Coendou longicaudatus, Cuniculus paca, Dasyprocta fuliginosa* e *Hydrochoerus hydrochaeris,* que son potenciales presas para las especies del orden Carnivora presentes en la zona (Echavarria, 2021).

Con este estudio se logró registrar el mismo número de especies de mamíferos medianos y grandes que el reportado por Vega Karen, (2013) en su investigación. En dicho trabajo, a

través de cámaras tramas, caminatas aleatorias y trampas de huellas, registraron 19 especies de mamíferos medianos y grandes en tres unidades de paisajes diferentes: bosques en regeneración, cultivos forestales de eucalipto y teca.

Por otro lado, al comparar con lo reportado por Aya et al., (2020) para el Espacio Territorial de Capacitación Playa Rica, a nivel general la riqueza de especies es mayor ya que registraron 24 especies. Sin embargo, esta mayor riqueza se debe a la aplicación de otras metodologías complementarias de muestreo, como los recorridos y las entrevistas semiestructuradas a comunidades, ya que para el método de fototrampeo en esa investigación logran registrar 17 de especies de mamíferos medianos y grande, un valor inferior al reportando con nuestra investigación. Adicionalmente una mayor riqueza de especies en el ETCR Playa Rica puede atribuirse a su ubicación, ya que es una zona estratégica que hace parte del corredor biológico que conecta a la Amazonía con la región andina (Pedro & Hernán, 2019)

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, cuatro de las 19 especies registradas y reportadas en la zona se encuentran en alguna categoría de riesgo. *Pteronura brasiliensis* también conocida como la nutria gigante, se distribuye por América del Sur desde Guayanas hasta el norte argentino, en rangos de elevación que pueden llegar a los 1000 m.s.n.m (Harris, 1968; Pachon, 2022). Se encuentra clasificada “en peligro” con una serie de amenazas que ponen en riesgo su existencia tales como: la caza ilegal, fragmentación, la contaminación de fuentes de agua por metales pesados y la sobrepesca (Noonan et al., 2017; Pachon, 2022)

La danta de tierras bajas *Tapirus terrestris* hace parte de las especies registradas que se encuentran en una categoría de vulnerable. Esta especie se caracteriza por ser el mamífero terrestre nativo más grande de América del sur, con un peso de hasta 250 kilogramos y una alta

capacidad para movilizarse y adaptarse a múltiples hábitats que puede ser sabanas, bosques, manglares, bosques secos y humedales (Flesher & Medici, 2022). En Colombia *Tapirus terrestris* es la especie que tiene una mayor distribución del género Tapirus, principalmente en la Orinoquia y amazonia (Guerra et al., 2019). Históricamente las amenazas para la danta son la caza, la degradación del hábitat y la transformación de coberturas nativas en cultivos o potreros (Flesher & Medici, 2022)

El oso hormiguero *Myrmecophaga tridactyla* es la única especie viva del género y su distribución se extiende por el sur de Centro América y el norte de América del Sur (Cáceres-Martínez et al., 2024; Gaudin et al., 2018). En Colombia esta especie se distribuye por todas las regiones biogeográficas excepto en algunos departamentos de la región pacífica y andina. Se asocia principalmente a zonas bajas con elevación inferior a los 2000 m.s.n.m, (Gaudin et al., 2018; Guerra et al., 2019; Pinto et al., 2019). El oso palmero actualmente se encuentra clasificado como una especie vulnerable, y se enfrenta a una serie de amenazas como: la pérdida de hábitat por el cambio de coberturas nativas, los atropellamientos, la cacería por subsistencia, los incendios forestales y los ataques de perros domésticos (Diniz & Brito, 2013).

Finalmente, el jaguar *Panthera onca* presenta una categoría de casi amenazada. En Colombia tiene una distribución que se extiende desde la Amazonia hasta la Orinoquia, alcanzando sitios con elevaciones de aproximadamente 1500 m.s.n.m (Guerra et al., 2019). El jaguar es común encontrarlo en áreas que tienen abundante cobertura vegetal, suministros de agua y disponibilidad de potenciales presas (Seymour, 1989). Las poblaciones de este gran depredador se encuentran en declive principalmente por la pérdida y fragmentación del hábitat, matanza por conflictos asociados con la ganadería y la comercialización ilegal de pieles y demás partes de su cuerpo (Quigley et al., 2017).

Los resultados obtenidos ratifican la importancia de los bosques de galería para la conservación de mamíferos medianos y grandes, ya que éstos ofrecen condiciones y recursos que no se encuentran o son limitados en las sábanas neotropicales (Aya et al., 2019; Pardo & Payán, 2015). Entre las especies registradas destaca *Dicotyles tajacu* (19,23%) con la frecuencia de capturas más alta, este resultado obedece principalmente al comportamiento social de la especie, evidenciado por el registro de mandas de hasta 14 individuos en el área de estudio (Nogueira et al., 2010). La presencia de *Dicotyles tajacu* contribuye al mantenimiento de los bosques de galería gracias a los procesos de herbívora, dispersión y depredación de semillas que desarrollan durante el forrajeo (Briceño et al., 2017).

En segundo lugar, se encuentra *Dasyprocta fuliginosa* (15,44%) como una de las especies más frecuentes, este resultado coincide con lo observado por Mosquera et al., (2018). *Dasyprocta fuliginosa* tiene tasas reproductivas sostenibles y una distribución en Colombia para las regiones de la amazonia, la Orinoquia, y parte de la región Norandina (Ramírez et al., 2018). En los bosques de galería esta especie cumple funciones relacionadas con la dispersión de semillas ya que durante las épocas de abundancia las recolecta y almacena en pequeños túneles para consumirlas en periodos de escasez, permitiendo que muchas de ellas germinen posteriormente (Catzeflis et al., 2016).

Las especies *Panthera onca* (0,04%) y *Pteronura brasiliensis* (0,02%) hacen parte de las menos frecuentes. En el caso del jaguar, esto puede atribuirse a su baja densidad poblacional, amplios rangos de distribución y alta sensibilidad a presiones antropogénicas como la fragmentación, pérdida de hábitat, disminución de la disponibilidad de presas y la caza por conflictos asociados con bovinos (Alvarenga et al., 2025; Guerra et al., 2019). En cuanto a la nutria gigante, su baja frecuencia está relacionada a una combinación de factores ecológicos,

antropogénicos y metodológicos. Esta especie es semiacuática, con actividad principalmente en cuerpos de agua, lo cual dificulta su detección mediante la metodología de muestreo empleada en esta investigación. Además, en la zona de estudio se evidencia degradación y destrucción del hábitat, factores que hacen parte de las principales amenazas para la especie y que podrían incidir en su baja frecuencia (Brum et al., 2021).

Finalmente, *Coendou longicaudatus* (0,02%) que también hace parte de las especies menos frecuentes, habita en bosque húmedos subtropicales, templados y altoandinos en un rango altitudinal entre los 800 a 4387 m.s.n.m. Su baja frecuencia de captura puede asociarse a la ecología de la especie, ya que este es un roedor de hábitos arborícolas, lo cual dificulta su detección mediante cámaras trampa instaladas para registrar mamíferos con actividad terrestre (Ayala et al., 2023)

Objetivo específico dos: Evaluar el impacto de variables de paisaje y antropogénicas en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería del municipio de Arauca, Colombia.

De las tres variables usadas para modelar la detección de mamíferos, el modelo de la cámara y la presencia de senderos de fauna silvestre resultaron ser las más explicativas, con efectos significativos en siete especies. En particular, el modelo de la cámara indicó una mayor probabilidad de detección para seis especies con el modelo BolyMedia. Esta diferencia no se debe directamente al rendimiento de la cámara utilizada, sino al número de ejemplares usados por cada modelo, ya que se utilizaron más cámaras BolyMedia que los modelos Cuddeback y Reconyx (Hofmeester et al., 2021b; Lizcano, 2018b). De acuerdo con Vera, (2024) los senderos de fauna silvestre pueden actuar como barreras o corredores que facilitan la movilidad y detección de las especies. Para este estudio, ese patrón se evidenció en *D. tajacu* que tuvo una

mayor probabilidad de detección en presencia de senderos de fauna silvestre, lo cual sugiere que estos senderos son principalmente usados por esta especie (Tobler et al., 2015).

Las predicciones no se cumplieron de manera uniforme para todas las especies, debido a sus distintas historias de vida y niveles de tolerancia a los factores ambientales y antropogénicos (McHugh et al., 2022). La distancia a viviendas presentó efecto en dos especies de mamíferos; Para *D. tajacu* la probabilidad de ocupación aumenta cuando mayor es la distancia a viviendas, este resultado refleja la sensibilidad y vulnerabilidad de las especies a paisajes con presencia de actividad humana (Cepeda Duque, 2022). Aunque *D. tajacu* tiene la capacidad de tolerar hábitats transformados, tiende a evadir áreas con indicios de cacería, las cuales suelen estar asociadas con sitios más cercanos a viviendas (Osorto & Alfaro-Alvarado, 2023). Por otro lado, para *D. marsupialis,* la distancia a viviendas presentó un efecto contrario, indicando que a menor distancia mayor es la ocupación de la especie, este resultado puede atribuirse a la plasticidad de *D. marsupialis* para ocupar paisajes dominados por el ser humano, especialmente cuando ofrece suministro de alimentos (Cozzuol et al., 2006; Henao et al., 2024).

La variable distancia al borde del bosque no presentó un efecto estadísticamente significativo sobre la ocupación de *C.thous*. Sin embargo, indicó que a menor distancia al borde mayor es la probabilidad de ocupación, esto se debe a los hábitos oportunistas y generalistas de la especie, que le permiten habitar múltiples entornos e incluso aquellos perturbados por actividades humanas (Ferraz et al., 2010). Este resultado coincide con lo reportado en investigaciones previas, donde identificaron que *C. thous* se encuentra frecuentemente en áreas de borde (Matos & Bocchiglieri, 2016; Silva et al., 2020). Adicionalmente, esta preferencia por sitios cercanos al borde sugiere una complementariedad de hábitats, ya que la especie puede

encontrar ciertos recursos en la matriz antrópica y otros en la cobertura boscosa nativa que le resulta beneficioso (Santos et al., 2024).

La variable índice de abundancia relativa de *Bos taurus* presentó efecto sobre *D. fuliginosa,* indicando que la ocupación de esta especie es menor en sitios con mayor abundancia de ganado. Este resultado puede explicarse por diversos factores relacionados con el impacto del ganado sobre el hábitat. Entre ellos se encuentra la competencia por recursos alimenticios, la compactación del suelo debido al pisoteo (Huerta et al., 2022) y la simplificación de la vegetación (Bitetti et al., 2020). Esta última no solo es consecuencia directa del pastoreo, sino también de prácticas asociadas al mantenimiento de potreros, como la quema, la aplicación de pesticidas y la introducción de pastos exóticos, que pueden actuar como especies invasoras (Cingolani et al., 2013; D'Antonio & Vitousek, 1992). Estos factores representan una parte significativa de los impactos negativos de la ganadería sobre los mamíferos silvestres. Huerta et al., (2022) reportaron que cuando hay intensidades altas de pastoreo, las especies de mamíferos silvestres disminuyen su riqueza y diversidad en zonas ribereñas.

La variable distancia a fuentes de agua presentó efectos marginalmente significativos sobre dos especies. En *H. hydrochaeris* se observó que la probabilidad de ocupación es menor cuando mayor es la distancia fuentes de agua. Esta relación de la especie se atribuye a su ecología, ya que se trata de un roedor semiacuático que requiere de la disponibilidad del agua para la termorregulación, reproducción y refugio de depredadores (Herrera & Macdonald, 1989; Moreira et al., 2013). La fuerte dependencia del chigüiro a cuerpos de agua ha sido bien documentada, incluso autores han reportado que esta especie raramente se aleja más de 500 metros de las fuentes hídricas, esto refleja su estrecha relación con ambientes acuáticos (Dias et al., 2020).

En el caso de *C. paca*, se observa el mismo efecto, consistente con su ecología, ya que esta especie presenta una fuerte dependencia de hábitats cercanos a cuerpos de agua. Esta preferencia se relaciona con la disponibilidad de alimento en áreas húmedas y la presencia de cavidades naturales en márgenes ribereños las cuales usa como madriguera o refugio. Figueroa León et al., (2016) reportaron densidades significativamente mayores de pacas en zonas ribereñas, mientras que su presencia disminuye conforme aumenta la distancia al agua. Otros estudios también confirman que esta especie utiliza zonas a menos de 100 m de ríos o quebradas, como mecanismo de escape a sus depredadores al sumergirse en el agua (Bonilla Morales et al., 2013; Jax et al., 2015). Esto sugiere que la cercanía al agua favorece su ocupación, reduce el riesgo de depredación y facilita su termorregulación (Cartaya Ríos et al., 2016).

Finalmente, las especies *O. cariacou, P. concolor L. pardalis, M. tridactyla* y *P. cancrivorus* presentaron como mejor modelo el nulo, esto indica que las variables utilizadas en la investigación no tienen efectos significativos sobre la probabilidad de ocupación de estas especies en el área de estudio (Stewart et al., 2023; Welsh et al., 2013)

Conclusiones

Los resultados alcanzados destacan la importancia de los bosques de galería para la conservación de mamíferos medianos y grandes. En el área de estudio se registraron 19 especies, que representan aproximadamente el 37 % de la riqueza de mamíferos medianos y grandes reportada para el departamento de Arauca. Dentro de estas, *D. tajacu* y *D. fuliginosa* son las más frecuentes, mientras que *P. onca, P. brasiliensis, M. tridactyla* y *T. terrestris* se encuentran bajo alguna categoría de amenaza. Por lo tanto, la conservación de los bosques de galería es fundamental, ya que contribuye directamente a mitigar las amenazas que afectan a la fauna silvestre, las cuales en su mayoría están relacionadas con la pérdida y fragmentación del hábitat.

Los modelos de ocupación utilizados revelaron que las variables ambientales y antropogénicas impactan de manera diferenciada en la probabilidad de ocupación de mamíferos medianos y grandes en bosques de galería. La distancia a viviendas, la presencia de ganado, la distancia al borde del bosque y la disponibilidad de agua mostraron efectos específicos según la especie, reflejando los niveles de sensibilidad, tolerancia a paisajes transformados y requerimientos ecológicos.

En efecto, los modelos de ocupación permitieron estimar la preferencia ecológica de las especies, las cuales ofrecen información sobre sus requerimientos y respuestas al entorno. Por lo tanto, este tipo de análisis son importantes, ya que ofrecen insumos que permiten la gestión de estrategias de conservación en futuros trabajos.

Recomendaciones

Aplicar modelos de coocurrencia que incluyan especies domésticas, con el fin de evaluar cómo su presencia puede influir en los patrones de ocupación de la fauna silvestre. Esta aproximación permitiría identificar relaciones de exclusión, coexistencia o interferencia, aportando información clave para el diseño de estrategias de manejo y conservación en paisajes antropizados.

Se sugiere desarrollar campañas de control y manejo de especies domésticas mediante estrategias comunitarias, considerando que su presencia genera impactos sobre la fauna silvestre, afectando su comportamiento, distribución y ocupación del hábitat.

Se recomienda la aplicación de estudios de ocupación en la zona para mamíferos pequeños, con otras metodologías de muestreo que permitan comprender sus patrones de ocupación.

Referencias

Agebo, A., & Tekalign, W. (2022). Terrestrial medium and large-sized mammalian species diversity in Michole Community Protected Forest, southern Ethiopia. *BMC Zoology*, *7*(1), 1–10. https://doi.org/10.1186/S40850-022-00121-0/TABLES/6

Ahumada, J. A., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLOS ONE*, *8*(9), e73707-. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707

Alejandra, C. B. C. (2020). Fototrampeo en bosques nubosos y latifoliados de la Reserva de la Biósfera Sierra de las Minas, Guatemala. *Revista Mesoamericana de Biodiversidad y Cambio Climático*, *4*(1), 44–65.

Alvarenga, G. C., Tobler, M. W., Boron, V., de Carvalho, E. A. R., Morato, R. G., Endo, W., Mendonça, E. N., Sampaio, R., Durigan, C. C., Gonçalves, A. L. S., Ramalho, E. E., Pezzuti, J. C. B., de Paula, M. J., Antunes, A. P., Mena, J. L., Dupont, G., Spironello, W., Pacheco, J., La Rosa-Camino, F., … da Costa, M. O. (2025). Jaguar (Panthera onca) density and population size across protected areas and indigenous lands in the Amazon biome, its largest stronghold. *Biological Conservation*, *303*, 111010. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2025.111010

Andermann, T., Faurby, S., Turvey, S. T., Antonelli, A., & Silvestro, D. (2020). The past and future human impact on mammalian diversity. *Science Advances*, *6*(36). https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2313

Andrade. (2011). Estado Del Conocimiento De La Biodiversidad En Colombia Y Sus Amenazas. Consideraciones Para Fortalecer La Interacción Ciencia-Política. *Revista de La Academia*

Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, *35*(137), 491–507. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0370-39082011000400008&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Andrade, G., Cepeda-Duque, J. C., Mandujano, S., Velásquez-C, K. L., Lizcano, D. J., & Gómez-Valencia, B. (2021). Modelos de ocupación para datos de cámaras trampa. *Mammalogy Notes*, *7*(1), 200. https://doi.org/10.47603/mano.v7n1.200

Andrade, M. J., & Aide, T. M. (2010). Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoologia (Curitiba)*, *27*(6), 909–917. https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600012

Arroyo Chacón, E., Riechers Pérez, A., Naranjo, E. J., & Rivera-Velázquez, G. (2013). Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres entre hábitats en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. *Therya*, *4*(3), 647–676. https://doi.org/10.12933/therya-13-140

Aya, C., Diaz-Beltran, C. A., & Esquivel-Melo, D. A. (2020). Mamíferos medianos y grandes del Espacio Territorial de Capacitación y Reincorporación (ETCR) Playa Rica, La Macarena, Meta, Colombia. *Mammalogy Notes*, *6*(2), 188. https://doi.org/10.47603/mano.v6n2.188

Aya, Mosquera-Guerra, F., Esquivel, D. A., Brooks, D., & Trujillo, F. (2019). Medium and large mammals of the mid Planas River basin, Colombia. *Biota Colombiana*, *20*(2). https://doi.org/10.21068/C2019.V20N02A06

Ayala, G. M., Viscarra, M. E., Fonseca, C., & Benedict Wallace, R. (2022). Estimaciones de la densidad poblacional del jaguar (Panthera onca) en el Gran paisaje de Madidi-Tambopata en

Suramérica. *Revista de Ciencias Ambientales*, *56*(2), 1–16. https://doi.org/10.15359/rca.56-2.1

Ayala, G. M., Viscarra, M. E., Ticona, H., Martínez, J., & Wallace, R. B. (2023). Nuevo registro y notas sobre el patrón de actividad del puerco espín de cola corta (Coendou rufescens: Erethizontidae) en el departamento de La Paz, Bolivia. *Mammalogy Notes*, *9*(2), 357. https://doi.org/10.47603/mano.v9n2.357

Aymard, G. (2015). *Aspectos de los hábitats (estructura, composición florística y conservación) de la nutria gigante (Pteronura brasiliensis) en Arauca, Colombia.*

Bartoń, K. (2025). MuMIn: Multi-Model Inference. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.MUMIN

Bitetti, M. S., Iezzi, M. E., Cruz, P., Varela, D., & De Angelo, C. (2020). Effects of cattle on habitat use and diel activity of large native herbivores in a South American rangeland. *Journal for Nature Conservation*, *58*, 125900. https://doi.org/10.1016/J.JNC.2020.125900

Bonilla, A., Gómez-Ruíz, D. A., Botero-Cañola, S., Rendón-Jaramillo, U., Ledesma-Castañeda, E., & Solari, S. (2020). Richness and monitoring of mammals in private protected areas in Antioquia, Colombia. *Mastozoologia Neotropical*, *27*(2), 266–281. https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.2.0.11

Bonilla Morales, M., rodriguez-pulido, J., & Pacheco, R. (2013). Biology of agouti (Cuniculus paca Brisson): a breeding perspective. *CES VETERINARY MEDICINE AND Y ZOOTECHNICS*, *8*, 129–142.

Bowyer, R. T., Boyce, M. S., Goheen, J. R., & Rachlow, J. L. (2019). Conservation of the world's mammals: status, protected areas, community efforts, and hunting. *Journal of Mammalogy*, *100*(3), 923–941. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy180

Briceño, M., Naranjo, E. J., Altrichter, M., & Mandujano, S. (2017). Availability of two species of fruits and their influence on the social structure of Tayassu pecari and Dicotyles tajacu. *Therya*, *8*(3), 193–198. https://doi.org/10.12933/therya-17-450

Brum, S., Rosas Ribeiro, P., Amaral, R., Alexandre de Souza, D., Castello, L., & Silva, V. (2021). Conservation of Amazonian aquatic mammals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *31*. https://doi.org/10.1002/aqc.3590

Burgin, C. J., Colella, J. P., Kahn, P. L., & Upham, N. S. (2018). How many species of mammals are there? *Journal of Mammalogy*, *99*(1), 1–14. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx147

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research*, *33*(2), 261–304. https://doi.org/10.1177/0049124104268644

Cáceres-Martínez, C. H., Aya-Cuero, C. A., Zamora-Abrego, J. G., & Acevedo-Quintero, J. F. (2024). Nuevo registro de Myrmecophaga tridactyla (Pilosa: Myrmecophagidae) para La Guajira: ampliando el conocimiento sobre su distribución en Colombia. *Mammalogy Notes*, *10*(2), 409. https://doi.org/10.47603/mano.v10n2.409

Cambronero, M., Sánchez-Calderón, R., & Lobo, R. (2023). Medium and large-sized mammals in a premontane moist forest fragment, Atenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, *71*(1), e53245–e53245. https://doi.org/10.15517/REV.BIOL.TROP..V71I1.53245

Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S. A., Holguín-Estrada, V. A., & Collantes-Chávez-Costa., A. (2021). Estructura y diversidad de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotánica*, *0*(51), 91–105. https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.6

Cartaya Ríos, S., Betancuort, C., & Mantuano, R. (2016). *DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POTENCIAL DE LA ESPECIE Cuniculus Paca EN EL OCCIDENTE DE ECUADOR*. https://doi.org/10.17163/lgr.n24.2016.11

Castillo Figueroa, D., Martínez Medina, D., & Rodríguez Posada, M. E. (2021). Activity patterns of medium and large mammals in two savanna ecosystems in the Colombian Llanos. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *45*, 1071–1083.

Castillo-Figueroa, D., Martínez-Medina, D., & Rodríguez-Posada, M. E. (2021). Activity patterns of medium and large mammals in two savanna ecosystems in the Colombian Llanos. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. https://doi.org/10.18257/raccefyn.1461

Catzeflis, F., Patton J, Percequillo, A., & Weksler, M. (2016). Dasyprocta fuliginosa. In *IUCN Red List of Threatened Species*. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T6281A22197874.en

Ceballos, G., List, R., Valdez, R., & Ehrlich, P. (2013). Mamíferos del mundo, regiones biogeográficas (7 ed). *México: ResearchGate*, 1240–1241. https://www.researchgate.net/profile/Gerardo-Ceballos-

3/publication/318419228_Mamiferos_del_Mundo_Regiones_biogeograficas/links/596855560f7e9b8091859bf6/Mamiferos-del-Mundo-Regiones-biogeograficas.pdf

Cepeda Duque, J. C. (2022). *Determinantes ecológicos de la ocupación del tigrillo andino (Leopardus tigrinus pardinoides) en bosques de niebla de la cuenca media del Río Cauca, Colombia*. http://hdl.handle.net/1992/58671

Chao, A., Gotelli, N., Hsieh, T. C., Sander, E., Ma, K., Colwell, R., & Ellison, A. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*, 45–67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1

Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V, Giorgis, M. A., La Torre, N., Whitworth-Hulse, J. I., & Renison, D. (2013). Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert? *The Rangeland Journal*, *35*(3), 285–297. https://doi.org/10.1071/RJ12095

Cofré, H., Yerko, V., & Spotorno, A. (2018). *Diversidad de especies. 1. Mamiferos. 1.1 Mamíferos terrestres*.

Correa-Gómez, D. F., & Stevenson, P. R. (2010). Estructura Y Diversidad De Bosques De Galería En Una Sabana Estacional De Los Llanos Orientales Colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia*, *14*(sup (1)), 31–48. http://www.scielo.org.co/pdf/rori/v14s1/v14s1a04.pdf

Cozzuol, M. A., Goin, F., Reyes, M. D. L., & Ranzi, A. (2006). THE OLDEST SPECIES OF DIDELPHIS (MAMMALIA, MARSUPIALIA, DIDELPHIDAE), FROM THE LATE

MIOCENE OF AMAZONIA. *Journal of Mammalogy*, *87*(4), 663–667. https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-282R2.1

Cultid Medina, C., & Escobar, F. (2019). *Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD)* (pp. 175–202).

D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *23*(1), 63–87. https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431

Dias, T. C., Stabach, J. A., Huang, Q., Labruna, M. B., Leimgruber, P., Ferraz, K. M. P. M. B., Lopes, B., Luz, H. R., Costa, F. B., Benatti, H. R., Correa, L. R., Nievas, A. M., Monticelli, P. F., Piovezan, U., Szabó, M. P. J., Aguiar, D. M., Brites-Neto, J., Port-Carvalho, M., & Rocha, V. J. (2020). Habitat selection in natural and human-modified landscapes by capybaras (Hydrochoerus hydrochaeris), an important host for Amblyomma sculptum ticks. *PLoS ONE*, *15*(8), e0229277. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0229277

Diniz, M. F., & Brito, D. (2013). Threats to and viability of the giant anteater, Myrmecophaga tridactyla (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, *30*(2), 151–156. https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000200005

Doughty, C. E., Roman, J., Faurby, S., Wolf, A., Haque, A., Bakker, E. S., Malhi, Y., Dunning, J. B., & Svenning, J.-C. (2016). Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(4), 868–873. https://doi.org/10.1073/pnas.1502549112

Dougnac, C., Arredondo, C., Constanzo, J., Kusch, A., & Vila, A. (2022). Nuevos antecedentes de mamíferos nativos y exóticos de hábitos semiacuáticos en el islote Albatros, Seno Almirantazgo. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, *50*.

Echavarria, J. (2021). *Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional (PNR) Sisavita, Cucutilla, Colombia*. Universidad de Pamplona.

Emmons, L., & Feer, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals A Field Guide*. https://press.uchicago.edu/ucp/books/book/chicago/N/bo3628148.html

Ferraz, K., Siqueira, M., Martin, P., Esteves, C., & Couto, H. (2010). Assessment of Cerdocyon thous distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *Mammalia*, *74*. https://doi.org/10.1515/MAMM.2010.036

Figueroa León, A., Naranjo, E. J., Perales, H., Santos-Moreno, A., & Lorenzo, C. (2016). Cavity occupation par plaine paca (Cuniculus paca) dans le Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexique. *Tropical Conservation Science*, *9*(1), 246–263. https://doi.org/10.1177/194008291600900113/ASSET/7AA63FCA-8855-40EC-AB94-60DD2DCBEE9D/ASSETS/IMAGES/LARGE/10.1177_194008291600900113-FIG4.JPG

Flesher, K. M., & Medici, E. P. (2022). The distribution and conservation status of Tapirus terrestris in the South American Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation*, *17*(1), 1–19. https://doi.org/10.3897/neotropical.17.e71867

Gaudin, T. J., Hicks, P., & Di Blanco, Y. (2018). Myrmecophaga tridactyla (Pilosa: Myrmecophagidae). *Mammalian Species*, *50*(956), 1–13. https://doi.org/10.1093/mspecies/sey001

Gaviria, F., & Henao Bañol, E. (2011). DIVERSIDAD DE MARIPOSAS DIURNAS (HESPERIOIDEA PAPILIONOIDEA) DEL PARQUE NATURAL REGIONAL EL VÍNCULO (BUGA-VALLE DEL CAUCA). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, *15*, 115–133.

Guerra, F. M., Trujillo, F., Cuero, C. A., Bolívar, L., Valencia, K., Arboleda, A. F. V., & Meluk, H. M. (2019). Mamíferos. *Biodiversidad En El Departamento de Arauca (F. TRUJILLO and F. ANZOLA, Eds.). Gobernación de Arauca, Fundación Omacha y Fun Dación Ecollano, Bogotá*, 235–267.

Gustafson, A., Núñez, K., Peris, S., Silla, F., Airaldi Wood, K., González de Weston, G., Cubilla, F., Salinas, P., Valiente, E., Belén, Z., Chavez, K., Yolanda, R., Tabilo, D., & Albertini, P. (2023). *Guía para la identificación de mamíferos medianos y grandes del Chaco*.

Harris, G. J. (1968). *Otters-a study of the recent Lutrinae.*

Henao, L., Sanchez, F., & Alvarez, S. J. (2024). Registro de leucismo en Dasyprocta fuliginosa (Rodentia: Dasyproctidae) en la Orinoquia colombiana. *Mammalogy Notes*, *10*(2), 404. https://doi.org/10.47603/mano.v10n2.404

Hernández, J. S. (2020). *Patrones de actividad y ocupación de mamíferos y aves terrestres en bosques secos y húmedos en la cuenca del Río Magdalena*. Universidad de los Andes. http://hdl.handle.net/1992/51258

Hernandez-Perez, E. L., Reyna-Hurtado, R. A., Castillo Vela, G., Sanvicente Lopez, M., & Moreira-Ramirez, J. F. (2015). Fototrampeo de Mamiferos terrestres medianos y grandes asociados a Petenes del Noroeste de la Peninsula de Yucatan, Mexico. *Therya*, *6*(3), 559–574. https://doi.org/10.12933/therya-15-290

Hernández-Rodríguez, E., Escalera-Vázquez, L., Calderón-Patrón, J. M., & Mendoza, E. (2019). Mamíferos medianos y grandes en sitios de tala de impacto reducido y de conservación en la sierra Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *90*(1). https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2776

Herrera, E. A., & Macdonald, D. W. (1989). Resource utilization and territoriality in group-living capybaras (Hydrochoerus hydrochaeris). *The Journal of Animal Ecology*, 667–679.

Hofmeester, T. R., Thorsen, N. H., Cromsigt, J. P. G. M., Kindberg, J., Andrén, H., Linnell, J. D. C., & Odden, J. (2021a). Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage. *Ecosphere*, *12*(7), e03662. https://doi.org/10.1002/ECS2.3662;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:21508925;WGROUP:STRING:PUBLICATION

Hofmeester, T. R., Thorsen, N. H., Cromsigt, J. P. G. M., Kindberg, J., Andrén, H., Linnell, J. D. C., & Odden, J. (2021b). Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage. *Ecosphere*, *12*(7). https://doi.org/10.1002/ecs2.3662

Huerta, J. O., Rosas-Rosas, O. C., López-Mata, L., Alcántara-Carbajal, J. L., & Tarango-Arámbula, L. A. (2022). Camera traps reveal the natural corridors used by mammalian species in eastern Mexico. *Ecological Processes*, *11*(1), 1–12. https://doi.org/10.1186/S13717-022-00394-W/FIGURES/7

Huertaz, J. O., Rosas-Rosas, O. C., López-Mata, L., Alcántara-Carbajal, J. L., & Tarango-Arámbula, L. A. (2022). Camera traps reveal the natural corridors used by mammalian species in eastern Mexico. *Ecological Processes*, *11*(1), 1–12. https://doi.org/10.1186/S13717-022-00394-W/FIGURES/7

Isasi-Catalá, E., Acosta, J., Anchante, A., Bianchi, G., Caro, J., Falconi, N., Maffei, L., Martínez, J. L., & Goldstein, I. (2016). MODELOS DE OCUPACIÓN PARA EL MONITOREO DE LA EFECTIVIDAD DE ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL COMUNAL TAMSHIYACU TAHUAYO - ACRCTT, LORETO – PERÚ. *Ecología Aplicada*, *15*(2), 61. https://doi.org/10.21704/rea.v15i2.744

Jansen, P. A., Hirsch, B. T., Emsens, W.-J., Zamora-Gutierrez, V., Wikelski, M., & Kays, R. (2012). Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(31), 12610–12615. https://doi.org/10.1073/pnas.1205184109

Jax, E., Marín, S., Rodríguez-Ferraro, A., & Isasi-Catalá, E. (2015). Habitat use and relative abundance of the Spotted Paca Cuniculus paca (Linnaeus, 1766) (Rodentia: Cuniculidae) and the Red-rumped Agouti Dasyprocta leporina (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Dasyproctidae) in Guatopo National Park, Venezuela. *Journal of Threatened Taxa*, *7*. https://doi.org/10.11609/jott.1783.6739-6749

Johnson Hsieh, Anne Chao, & K. H. Ma. (2024). iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.INEXT

Jost, L. (2018). What do we mean by diversity? The path towards quantification. *Mètode Revista de Difusió de La Investigació*, *9*. https://doi.org/10.7203/metode.9.11472

Kéry, M., & Royle, J. A. (2015). Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. In *Applied Hierarchical*

Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS (Vol. 1). Elsevier. https://doi.org/10.1016/c2015-0-04070-9

Kindt, R. (2024). BiodiversityR: Package for Community Ecology and Suitability Analysis. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.BIODIVERSITYR

Lizcano, D. J. (2018a). Trampas cámara como herramienta para estudiar mamíferos silvestres. *Mammalogy Notes*, *5*(1), 31–35. https://doi.org/10.47603/manovol5n1.31-35

Lizcano, D. J. (2018b). Trampas cámara como herramienta para estudiar mamíferos silvestres. *Mammalogy Notes*, *5*(1–2), 31–35. https://doi.org/10.47603/manovol5n1.31-35

MacKenzie, D., Nichols, J., Lachman, G., Droege, S., Royle, J. andrew, & Langtimm, C. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*, *83*, 2248–2255. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2

MacKenzie, Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L., & Hines, J. E. (2005). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Science. https://books.google.co.ck/books?id=aNPrv0RFO_wC

MacKenzie, Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2018). Basic Presence/Absence Situation. *Occupancy Estimation and Modeling*, 115–215. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407197-1.00006-5

Maffei, L., Cuéllar, E., & Noss, A. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Rev. Bol. Ecol.*, *11*, 55–65.

Magnusson, W. (1998). Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. *Environmental Conservation*, *25*, 175–185. https://doi.org/10.1017/S0376892998250223

Mandujano, S., & Pérez, L. (2019). *Fototrampeo en R: Organización y Análisis de Datos. Volumen I*.

Matos, D., & Bocchiglieri, A. (2016). *Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil*. *80*(3), 281–291. https://doi.org/doi:10.1515/mammalia-2014-0108

McHugh, D., Goldingay, R. L., & Letnic, M. (2022). Occupancy and co-occurrence patterns of endemic mammals and introduced predators across a broad geographical gradient in eastern Australia. *Biodiversity and Conservation*, *31*(3), 989–1021. https://doi.org/10.1007/s10531-022-02374-0

Mendez-Carvajal, P., Huertas, I., Gutiérrez Pineda, K., Moreno, R., Peñafiel, M., Girón-Rengifo, A., Méndez-Carvajal, E., González-Hernández, P., & Ortiz, A. (2020). Potencial regenerativo de bosques de galería en base a diversidad y abundancia de mamíferos en la Reserva Forestal El Montuoso y afluentes del río La Villa, Herrera, Panamá. *Mesoamericana*, *24*, 58–76. https://doi.org/10.48204/j.mesoamericana.v24n1a8

Mezhua, M. J., Serna-Lagunes, R., Torres-Cantú, G. B., Pérez-Gracida, L. D., Salazar-Ortiz, J., & Mora-Collado, N. (2022). Diversidad de mamíferos medianos y grandes del Ejido Zomajapa, Zongolica, Veracruz, México: implicaciones de manejo. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, *9*(2). https://doi.org/10.19136/era.a9n2.3316

Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y

patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, *59*, 373–383. https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3206

Moreira, J. R., Alvarez, M. R., Tarifa, T., Pacheco, V., Taber, A., Tirira, D. G., Herrera, E. A., Ferraz, K. M. P. M. B., Aldana-Domínguez, J., & Macdonald, D. W. (2013). Taxonomy, natural history and distribution of the capybara. *Capybara: Biology, Use and Conservation of an Exceptional Neotropical Species*, 3–37.

Mosquera, F., Trujillo, F., Diaz-Pulido, A. P., & Mantilla-Meluk, H. (2018). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bita, Vichada, Colombia. *Biota Colombiana*, *19*, 202–218.

Muñoz Castro, J. A. (2023). *Tamaño poblacional, ocupación de hábitats y amenazas de podocnemis lewyana (testudines: podocnemididae) en localidades del Alto Río Magdalena*. https://repositorio.uptc.edu.co//handle/001/9234

Muzzachiodi, N., & Sabattini, R. A. (2002). La mastofauna como indicador de conservación del bosque nativo en un área protegida de Entre Ríos. *Revista Cientifica Agropecuaria*, 5–15.

Naranjo, L., & Kattan, G. (2008). *Regiones Biodiversas, Herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*.

Natera, D. (2018). Diversidad De Mamíferos En Un Área Intervenida De La Cuenca Del Canal De Panamá. *Scientia (Panamá)*, *28*, 23–23.

Niedballa, J., Courtiol, A., & Sollmann, R. (2024). camtrapR: Camera Trap Data Management and Preparation of Occupancy and Spatial Capture-Recapture Analyses. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.CAMTRAPR

Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., & Wilting, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(12), 1457–1462. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600

Nogueira, S., Silva, M. G., Dias, C., Pompeia, S., Cetra, M., & Nogueira-Filho, S. (2010). Social behaviour of collared peccaries (Pecari tajacu) under three space allowances. *Animal Welfare*, *19*, 243–248. https://doi.org/10.1017/S0962728600001627

Noonan, P., Prout, S., & Hayssen, V. (2017). Pteronura brasiliensis (Carnivora: Mustelidae). *Mammalian Species*, *49*(953), 97–108. https://doi.org/10.1093/mspecies/sex012

Núñez, L., Castro, M., Mestre, G., & Lozano, L. (2019). Los bosques de galería conectores de vida. *Ámbito Investigativo*, *4*(1), 14–15. https://ciencia.lasalle.edu.co/ai/vol4/iss1/3/

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., … Borman, T. (2025). Community Ecology Package [R package vegan version 2.6-10]. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.VEGAN

Ortega, P. A., Martín, J. L., & Díaz, G. R. (2020). *Sustainable Development Model of a Hydrocarbons Project in Arauca, Colombia - Caño Limón: Ecological Protection Zone*. *Day 3 Wed,* D031S012R002. https://doi.org/10.2118/199455-MS

Osorto, M., & Alfaro-Alvarado, L. (2023). Uso de espacios naturales y antropizados por el pecarí de collar (Dicotyles tajacu) en la estación biológica La Selva, Costa Rica. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Epoca)*, *13*, 24–32. https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2023.13.1.383

Pachon, N. S. (2022). *Distribución potencial de la nutria gigante (Pteronura brasiliensis) y su representatividad en las áreas protegidas de Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. http://hdl.handle.net/10554/62535

Pardo, L. E., & Payán, E. (2015). Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué, Casanare, Colombia. *Biota Colombiana*, *16*(1), 54–66.

Paschoal, A., Massara, R., Bailey, L., Doherty, P., Marques Santos, P., Paglia, A., Hirsch, A., & Chiarello, A. (2018). Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science*, *11*, 194008291878983. https://doi.org/10.1177/1940082918789833

Pease, B. S., Nielsen, C. K., & Holzmueller, E. J. (2016). Single-Camera Trap Survey Designs Miss Detections: Impacts on Estimates of Occupancy and Community Metrics. *PLOS ONE*, *11*(11), e0166689. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166689

Pedro, & Hernán. (2019). Caracterización Biofísica del área de ampliación, geología, geomorfología y suelos. *EXPEDICIONES Científicas En Las NUEVAS ÁREAS Del PNN Serranía de CHIRIBIQUETE*, 21–30.

Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2012). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista*

Mexicana de Biodiversidad, *83*(1), 164–169. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42523212018

Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J., Butchart, S. H. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barlow, J., Cerezo, A., Cisneros, L., D'Cruze, N., Faria, D., Hadley, A., Harris, S. M., Klingbeil, B. T., Kormann, U., Lens, L., Medina-Rangel, G. F., … Ewers, R. M. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, *551*(7679), 187. https://doi.org/10.1038/NATURE24457

Pinto, L., Peraza, L., Trujillo, F., & Guerra, F. M. (2019). *comunidades de Arauca: la gente y su cultura*.

Quigley, H., Foster, R., Petracca, L., Payan, E., Salom, R., & Harmsen, B. (2017). Panthera onca. *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*.

Ramírez, H. E., Robles, N. G. L., Rivera, A. C., & Morales-Martínez, D. M. (2025). *Mamíferos de Colombia*. https://doi.org/10.15472/KL1WHS

Ramírez, Suárez Castro, A., & Calderón-Capote, M. (2018). The Genus Dasyprocta Illiger, 1811 (Mammalia: Rodentia) in Colombia. *Mastozoologia Neotropical*, *2018*, 139–149. https://doi.org/10.31687/saremMN.18.25.1.0.13

Regmi, S., Belant, J. L., Pant, B., & Sharma, H. P. (2023). Factors influencing mammalian community occupancy in Dhorpatan Hunting Reserve, Nepal. *Ecology and Evolution*, *13*(4), e9980. https://doi.org/10.1002/ECE3.9980

Rodríguez, S., Carretero-Pinzón, X., Monroy, D., Medellín, F., García, M., & Noriega, J. A. (2021). Influencia de la fragmentación de bosques de galería en la Orinoquia Colombiana

sobre la diversidad y estructura funcional del ensamblaje de escarabajos coprófagos. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, *25*(2), 119–137.

Romero, M., Cabrera, E., & Ortiz, N. (2008). *Informe sobre el estado de la biodiversidad en Colombia 2006-2007*. Colombia: Instituto de Investigación Alexander von Humboldt.

Romero-Hurtado, C. S., Prada, G. A., Tobón, J. C., Uribe, A. del P., Calvo, P. C., & Ardila, A. (2022). Presencia de Dictyocaulus viviparus en bovinos de las sabanas de Arauca, Colombia. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, *33*(6), e22148. https://doi.org/10.15381/rivep.v33i6.22148

Rumiz, D. (2010). *Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes* (pp. 53–73).

Salgado Ramirez, N. L. (2019). *Identificación de la comunidad de mamíferos medianos presente en el cerro Tibitó en la reserva del Parque Jaime Duque, departamento de Cundinamarca, Colombia*. http://hdl.handle.net/10554/53759

Samudio Marín, N. S. (2017). *Variaciones en la estructura y la composición de mamíferos terrestres medianos y grandes como resultado de un proceso de restauración ecológica del bosque seco tropical en San Juan Nepomuceno, Bolívar*. Pontificia Universidad Javeriana. http://hdl.handle.net/10554/34315

Santos, T., Marinho, P. H., Venticinque, E. M., & Fonseca, C. R. (2024). Spatial and temporal ecology of Cerdocyon thous: a mesopredator canid coping with habitat loss, fragmentation, and chronic anthropogenic disturbances. *Landscape Ecology*, *39*(8), 157. https://doi.org/10.1007/s10980-024-01913-0

Schnell, J. K., & Safi, K. (2016). Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics. *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics*, *14*, 319–332. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22461-9

Sebastian, J., & Jiménez-Ramírez, J. (2019). *MODELOS DE OCUPACIÓN Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES DE MESODEPREDADORES EN EL NOROCCIDENTE DE CUNDINAMARCA, COLOMBIA*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36323.78888

Seymour, K. L. (1989). Panthera onca. *Mammalian Species*, *340*, 1–9.

Silva, L. T. D. A., SOUZA, A. C. F. F. D. E., & SILVA, L. A. M. D. A. (2020). Ecology, interactions and human perceptions of *Cerdocyon thou*s in rural landscapes in the state of Pernambuco, Brazil . *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, *92*(3), e20180890. https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180890

Srbek, A. C., & Chiarello, A. G. (2008). Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4), 771–779. https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400011

Stewart, P. S., Stephens, P. A., Hill, R. A., Whittingham, M. J., & Dawson, W. (2023). Model selection in occupancy models: Inference versus prediction. *Ecology*, *104*(3). https://doi.org/10.1002/ecy.3942

Stirnemann, Lindenmayer, Gibbons, & Alessio Mortelliti. (2015). Fine-Scale Habitat Heterogeneity Influences Occupancy in Terrestrial Mammals in a Temperate Region of Australia. *PLOS ONE*, *10*(9), 1–16. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138681

Suárez-Tangil, B. D., & Rodríguez, A. (2021). Estimates of Species Richness and Composition Depend on Detection Method in Assemblages of Terrestrial Mammals. *Animals*, *11*(1). https://doi.org/10.3390/ani11010186

Symonds, M. R. E., & Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *65*(1), 13–21. https://doi.org/10.1007/S00265-010-1037-6/METRICS

Tinoco, A. N., Zarrate-Charry, D., Navas-SuÃ!`rez, G. R., & GonzÃ!`lez-Maya, J. F. (2021). Valores de uso y amenazas sobre los mamÃ\-feros medianos y grandes del Distrito de Cartagena de Indias, Colombia. *Caldasia*, *43*, 379–391. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322021000200379&nrm=iso

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, *11*(3), 169–178. https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x

Tobler, M. W., Zúñiga Hartley, A., Carrillo-Percastegui, S. E., & Powell, G. V. N. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, *52*(2), 413–421. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12399

Treviño, J. E., Camacho, C., & Aguirre, O. A. (2001). Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques*, *7*(1), 13–25.

Vega Karen. (2013). *ENSAMBLAJE DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN TRES UNIDADES DE PAISAJE EN EL PROYECTO LA GLORIA, CORREGIMIENTO DE MONTERRUBIO, MUNICIPIO DE SABANAS DE SAN ÁNGEL, DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA-COLOMBIA*. Universidad del magdalena .

Vera. (2024). *Los Mamíferos silvestres medianos y grandes en un bosque seco de la provincia de Santa Elena (Ecuador): Un análisis integrado de riqueza, diversidad, efectos estacionales - antrópicos y patrones de actividad*. http://hdl.handle.net/10366/160674

Welsh, A. H., Lindenmayer, D. B., & Donnelly, C. F. (2013). Fitting and Interpreting Occupancy Models. *PLoS ONE*, *8*(1), e52015. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052015

Wevers, J., Beenaerts, N., Casaer, J., Zimmermann, F., Artois, T., & Fattebert, J. (2021). Modelling species distribution from camera trap by-catch using a scale-optimized occupancy approach. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *7*(3), 534–549. https://doi.org/10.1002/RSE2.207;WEBSITE:WEBSITE:ZSLPUBLICATIONS;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:20563485;WGROUP:STRING:PUBLICATION

Anexos

Dicotyles tajacu	*Odocoileus cariacou*
	
Cerdocyon thous	*Conepatus semistriatus*
	
Leopardus pardalis	*Puma concolor*
	
Herpailurus yagouaroundi	*Panthera onca*

	
Procyon cancrivorus	*Pteronura brasiliensis*
	
Dasypus novemcinctus	*Didelphis marsupialis*
	
Myrmecophaga tridactyla	*Tamandua tetradactyla*

	
Tapirus terrestris	*Coendou longicaudatus*
	
Cuniculus paca	*Dasyprocta fuliginosa*
	
Hydrochoerus hydrochaeris	

Anexo 1. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas en bosques de galería del municipio de Arauca, Arauca, Colombia.