

UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

# **MODELOS DE OCUPACIÓN Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES DE MESODEPREDADORES EN EL NOROCCIDENTE DE CUNDINAMARCA, COLOMBIA**

**Juan Sebastian Jimenez Ramirez**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Área curricular de Biología, Instituto de Ciencias Naturales  
Bogotá, Colombia  
2019

# **MODELOS DE OCUPACIÓN Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES DE MESODEPREDADORES EN EL NOROCCIDENTE DE CUNDINAMARCA, COLOMBIA**

**Juan Sebastian Jimenez Ramirez**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
**Magister en Ciencias-Biología**

Director (a):  
Hugo Fernando López Arévalo D.C.; M.Sc.

Grupo de Investigación:  
Grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Área curricular de Biología, Instituto de Ciencias Naturales  
Bogotá, Colombia  
2019

*A mis padres, quienes han estado  
siempre apoyándome en la realización de  
mis metas, mis logros en la vida se los  
debo a ustedes*

# Agradecimientos

Al Programa Especial de Admisión y Movilidad Académica “PEAMA”, gracias a este programa soy profesional de la Universidad Nacional de Colombia y pude entrar al mundo de la investigación.

Al programa de posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional y a todos los profesores que me acompañaron en este posgrado, gracias por los conocimientos brindados.

A la Convocatoria Nacional de Proyectos para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018 por la financiación parcial otorgada.

A Bibiana Gómez por el préstamo de cámaras trampa y su orientación en la formulación de modelos de ocupación.

Al profesor Hugo López por su acompañamiento durante los últimos años.

A Sara Acosta por su colaboración en campo.

A la UMATA de Tabio y a diferentes propietarios de predios por el acceso a sus predios.

Al grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre.

A mis compañeros en la Maestría en Ciencias - Biología

A mi familia, mi abuela, tías, mi hermano y especialmente a mis padres, quienes han sido mi apoyo en todo este camino, gracias por todo el sacrificio que han hecho para que hoy en día este acá.

## Resumen

En la actualidad la región de los Andes colombianos es la zona más intervenida del país, siendo sus amenazas actuales, el cambio en el uso del suelo para implementación de cultivos agrícolas como la papa, plantaciones de especies exóticas, urbanización entre otros. Pese a esta transformación en la región norte de la Sabana de Bogotá se encuentran relictos de coberturas naturales que permiten la existencia de fauna característica de los bosques altoandinos, entre estas especies se encuentran especies de mamíferos catalogados como mesodepredadores (especies de mamíferos de menos de 15 kg que incluyen animales en su dieta).

A partir de tres artículos el primero de ellos titulado “Abundancias relativa de mesodepredadores y caracterización de sus hábitats en áreas protegidas del noroccidente de Cundinamarca, Colombia” se buscó 1) conocer las especies de mesodepredadores y estimar sus abundancias relativas y 2) Caracterizar los hábitats de las especies de mesodepredadores en uno de los fragmentos pertenecientes a la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque. En el segundo artículo titulado “Ocupación y patrones de actividad de la chucha de tierras altas y el cusumbo en el noroccidente de Cundinamarca, Colombia” se 1) Identificaron las covariables de hábitat que están asociadas a la ocupación de la chucha de tierras altas y el cusumbo y 2) Evaluar los patrones de actividad de la chucha de tierras altas y el cusumbo en el fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque. Y un tercer artículo titulado “Análisis de conectividad del paisaje para tres especies de mesodepredadores altoandinos como herramienta para su conservación” se buscó 1) Evaluar las posibles zonas de distribución del cusumbo, la oncilla y el zorro y 2) evaluar la conectividad presente en el sector norte de la Sabana de Bogotá para las tres especies mencionadas.

Se encontraron un total de cinco especies de mesodepredadores: el cusumbo (*Nasua olivacea*), la oncilla (*Leopardus tigrinus*), el zorro (*Cerdocyon thous*), la comadreja (*Mustela frenata*) y la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*), además de perros y gatos. La especie más abundante fue la chucha, seguida de los perros, el cusumbo, los gatos, el tigrillo, el zorro y por último la comadreja. Por medio de un Análisis de Correlación Canónica (ACC) se encontró que la chucha y la comadreja se asocian a sitios que presentan variables relacionadas al refugio (cobertura de dosel, altura de dosel y distancia al borde del fragmento y menor distancia a cuerpos de agua) sin embargo, la proximidad a las zonas urbanas es un factor importante, debido a la oferta de recursos que pueden aprovechar estas especies generalistas. El cusumbo se relaciona con sitios con menor intervención antrópica, en donde se presentan coberturas conservadas y lejos del ser humano, mientras que el zorro y la oncilla se asociaron a lugares más alejados al ser humano, sin embargo con valores intermedios de cobertura de dosel, distancia al borde y altura de dosel, es probable que al ser especies que necesitan áreas de acción mayor que las anteriores, se ven obligados a pasar entre fragmentos de diferentes estados de conservación para suplir sus necesidades básicas.

Para la evaluación la ocupación de la chucha de tierras altas y el cusumbo en función de covariables de hábitat a dos escalas y sus patrones de actividad se realizaron modelos de ocupación en una temporada. La covariable que se asoció con la probabilidad de detección ( $p$ ) de la chucha de tierras altas fue la pendiente y para el cusumbo fue la altitud, la ocupación ( $\psi$ ) de las dos especies se asoció con la cobertura de dosel y con la distancia al borde, además, la chucha y el cusumbo presentaron actividad principalmente nocturna y nocturna, evitando las horas más activas de los perros.

Por último, la distribución potencial del cusumbo, el zorro y la oncilla en el sector norte de la Sabana de Bogotá está limitada a los últimos fragmentos de bosque persistentes en la zona, dando un área total de 108749.88 ha para el cusumbo, 93899.64 ha para el zorro y 81014.15 ha para la oncilla, presentándose bajos valores del Índice Integral de Conectividad principalmente para el cusumbo, ya que por su limitada capacidad de desplazamiento, los fragmentos presenta un alto aislamiento, mientras que para el zorro y la oncilla, al presentar mayor capacidad de desplazamiento, pueden ver los fragmentos como un solo componente cuando se modelan con las mayores distancias de desplazamiento planteadas. Se planteó un escenario futuro dado el caso de que las dinámicas de transformación de las coberturas naturales continúe de la misma forma en las que se vienen dando, en el cual, los últimos fragmentos de hábitat disponibles para las especies son los que se encuentran dentro de un Reserva Forestal, dando como resultado un área disponible de 26563.50 ha, 23110.11 ha y 15365.52 ha para el cusumbo, zorro y la oncilla respectivamente, perdiéndose en su totalidad la conectividad para las tres especies. Viéndose necesario la implementación de estrategias de conservación como la creación de reservas archipiélagos que permitan conectar las zonas que se encuentran bajo alguna figura de conservación y los fragmentos existentes fuera de estas figuras de conservación, además, de la creación de corredores como lo son las cercas vivas para aumentar la conectividad entre los fragmentos.

**Palabras clave:** Mesodepredadores, ocupación, distribución, hábitat, Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá.

## Contenido

1. Introducción general.....	9
2. Artículo 1.....	16
3. Artículo 2.....	61
4. Artículo 3.....	99
5. Síntesis general.....	140

## **Introducción general**

Originalmente, la Sabana de Bogotá albergaba gran cantidad humedales, bosque andino, bosque altoandino y páramos; sin embargo, debido a la fuerte transformación generada especialmente durante el siglo XVIII muchos de estos ecosistemas se vieron afectados negativamente, además, en los alrededores de Bogotá se establecieron comunidades ganaderas y agrícolas (Alvarado-Cárdenas y Castañeda-Valbuena, 2013). Actualmente, es considerada como una de las zonas más intervenidas del país, siendo sus amenazas actuales la deforestación, cultivos agrícolas, incendios forestales, plantaciones de especies exóticas, implementación de proyectos minero-energéticos, urbanización entre otros (Gómez Mora et al., 2005), presentándose una pérdida de coberturas boscosas para ser reemplazada por pastos entre los años 2000 y 2005 de 185260 ha, mientras que para el periodo entre 2005 y 2010 el mismo proceso de cambio de bosques a pastos representó 198047 ha. De igual forma, el cambio de bosques a vegetación secundaria en esta región del país fue de aproximadamente 190000 ha durante el periodo de 2000 al 2005 (Cabrera et al., 2011).

No obstante, aún existen relictos de ecosistemas originales en la zona y por ello se han tomado medidas de conservación, como la creación de áreas protegidas, bajo las figuras de Reservas regionales y Reservas de la Sociedad Civil. Una de esas áreas protegidas es la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB). La Reserva es el principal conector de la estructura ecológica regional de la Cuenca del Río Bogotá, conteniendo ecosistemas de páramo y bosque alto andino, en donde se pueden encontrar especies de flora y fauna endémicas y amenazadas, además de ser zona de recarga hídrica de la cuenca, lo que beneficia muchas poblaciones rurales por la obtención de agua para sus necesidades básicas (CAR et al. 2015; Liévano Latorre & López Arévalo 2015). La Reserva fue creada por la Junta Directiva del Instituto Nacional de Recursos Naturales y del Ambiente (INDERENA), bajo artículo 2 del

Acuerdo 30 de 1976, el cual fue aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución 76 de 1997 con una extensión de 245147 ha conformada por 44 municipios del departamento de Cundinamarca (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 1997; CAR et al. 2013). Sin embargo, en el momento de realizar dicha delimitación, existían en su interior áreas clasificadas como suelo urbano y zonas de expansión urbana, generando problemas en el manejo y administración por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales competentes, motivos por los cuales en el 2014 bajo Resolución 138 se realindero la reserva quedando con una extensión final de 94161 ha (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 1997).

Hoy en día, los estudios enfocados a conocer las interacciones entre los animales y su entorno son una herramienta de gran valor para la gestión de la vida silvestre y su conservación en hábitats fragmentados (Balestrieri et al. 2009). Sin embargo, para el caso de muchas especies de mamíferos depredadores que son susceptibles directa e indirectamente a la estructura y dinámica de sus hábitats (Torre et ál. 2003), el cuantificar los parámetros bióticos y abióticos que influyen en la selección que estos hacen de su entorno se vuelve una tarea compleja dado el carácter críptico y/o nocturno de la mayoría de estas especies, sumado a que en la mayoría de los casos se requiere elevadas inversiones de tiempo y dinero (Gallant et al. 2007, Balestrieri et al. 2009).

Siendo el foto-trampeo es un método el cual se ha venido empleando con mayor frecuencia en las investigaciones científicas a nivel mundial, ya que permite obtener información de especies de fauna en zonas donde la detección de los organismos se dificulta por factores ambientales, comportamentales, especies crípticas o con bajas abundancias (Yasuda 2004; Botello et al. 2007; Díaz-Pulido & Payán Garrido 2012; Melo et al. 2012; Ahumada et al. 2013; Garrote et al. 2014). En Colombia, el primer estudio publicado empleando cámaras trampa fue desarrollado por Lizcano & Cavelier (2000), midiendo la actividad de la danta de páramo (*Tapirus pinchaque*), sin embargo, el uso sistemático de las cámaras trampa en el país se ha intensificado en la última

década (Díaz-Pulido and Payán Garrido, 2012), lo que ha permitido realizar estudios de densidades poblacionales, estudios de presencia/ausencia de especies, monitoreos, inventarios entre otros (Delgado-V 2009; Arias-Alzate et al. 2011; Díaz-Pulido & Payán Garrido 2012; Liévano Latorre & López Arévalo 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017; Pacheco-Jaimes et al. 2018).

Por otro lado, estudios realizados en zonas periurbanas evidencian la importancia de la preservación de los relictos boscosos persistentes para la biodiversidad (Helmut 2004; Mendoza and Sánchez 2014; Liévano-Latorre and López-Arévalo 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017). Para la zona de estudio se han reportado un total de 18 especies de mamíferos nativos (Liévano-Latorre and López-Arévalo 2015; Jimenez-Ramirez and López-Arévalo sin publicar), entre las que encontramos especies de mesodepredadores, siendo los mesodepredadores especies de depredadores pequeños o medianos ( $\leq 15$  kg), estas especies juegan un rol fundamental en las interacciones tróficas de los ecosistemas, ya que superan en riqueza de especies a los depredadores superiores, siendo especies solitarias, sociales, frugívoras a hipercarnívoras, especialistas en el tipo de hábitat o generalistas, llegando al punto de vivir en cercanía del ser humano (Bitetti 2008; Roemer, Gompper, and Van Valkenburgh 2009).

Todos estos efectos antrópicos sobre los hábitats en el área noroccidental de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB) pueden estar generando cambios en la composición y estructura de las comunidades de mesodepredadores, modificación en los patrones de actividad, cambios en la ocupación, pérdida de la conectividad, disminución de la distribución de las especies entre otros. Por lo tanto, los objetivos del presente trabajo son 1) Conocer las especies de mesodepredadores y sus abundancias relativas en el fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB) ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque. 2) Caracterizar los

hábitats de estas especies de mesodepredadores. 3) Identificar las covariables de hábitat asociadas a la ocupación de la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*) y el cusumbo (*Nasuella olivacea*) en el fragmento de la RFPPCARB ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque. 4) Evaluar los patrones de actividad de la chucha de tierras altas y el cusumbo el fragmento de la RFPPCARB ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque. 5) Evaluar las posibles zonas de distribución del cusumbo (*Nasuella olivacea*) el zorro (*Cerdocyon thous*) y la oncilla (*Leopardus tigrinus*) y su conectividad en el sector norte de la Sabana de Bogotá Cundinamarca.

### **LITERATURA CITADA**

AHUMADA JA, J HURTADO & D LIZCANO. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. PLoS ONE 8:1–10.

ARIAS-ALZATE A, S BOTERO-CAÑOLA, JD SANCHEZ-LONDOÑO, N MANCER & S SOLARI. 2011. Primeros videos de jaguar (*Panthera onca*) con Cámaras automáticas en el nororiente de Antioquia (Colombia) y evidencias de una posible población en la región. Revista Latinoamericana de Conservación 2:38–44.

BITETTI MS Di. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. Ciencia Hoy 18:32–41.

BOTELLO F, G MONROY, P ILLOLDI-RANGEL, I TRUJILLO-BOLIO & V SÁNCHEZ-CORDERO. 2007. Sistematización de imágenes obtenidas por fototrampeo : una propuesta de ficha. Revista Mexicana de Biodiversidad 78:207–210.

CABRERA E, DM VARGAS, G GALINDO, MC GARCÍA, MF ORDÓÑEZ, LK VERGARA,

et al. 2011. Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional, Escalas gruesa y fina. P. in: Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales . IDEAM. Editorial Scripto Ltda., Bogotá D.C.

CAR, CORPOGUAVIO, CONSERVACIÓN INTERNACIONAL & ONF ANDINA. 2015.

Tercer informe de avance convenio No 1288 de 2014 entre CAR, CORPOGUAVIO.

Conservación Internacional y ONF Andina: Componente de diagnóstico del plan de manejo de la cuenca alta del río Bogotá. Capítulo 2: Componente Biofísico.

CAR, CORPOGUAVIO, MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE & I

de I de RBA Von HUMBOLDT. 2013. Propuesta de realineación y recategorización de la Reserva Forestal Protectora Productora la Cuanca alta del Río Bogotá declarada mediante el Artículo 2° del Acuerdo 30 de 1976 aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución de 76 de 1.

DÍAZ-PULIDO A & E PAYÁN GARRIDO. 2012. Manual de fototrampeo: una herramienta de

investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. P. in.: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia, Bogotá.

GARROTE G, R PÉREZ DE AYALA & JL TELLERÍA. 2014. A comparison of scat counts and

camera-trapping as means of assessing Iberian lynx abundance. *European Journal of Wildlife Research* 60:885–889.

GÓMEZ MORA AM, JA ANAYA & E ÁLVAREZ DÁVILA. 2005. Análisis de fragmentación

de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 4:13–27.

- HELMUT H. 2004. Tamaño poblacional y distribución de la comadreja de cola larga (*Mustela frenata*) en el humedal La Conejera, Bogotá, Colombia. Ponticia Universidad Javeriana.
- JIMÉNEZ-ALVARADO JS, C MORENO-DÍAZ, AF ALFONSO, A GIORDANO, I. M VELA-VARGAS, DA GOMEZ-HOYOS, et al. 2017. Ciudades biodiversas : mamíferos medianos de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, D.C., Colombia. *Mammalogy Notes* 4:37–41.
- LIÉVANO-LATORRE LF & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2015. Comunidad de mamíferos no voladores en un área periurbana andina, Cundinamarca, Colombia. *Acta Biológica colombiana* 20:193–202.
- LIZCANO DJ & J CAVELIER. 2000. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 252:429–435.
- MENDOZA L & F SÁNCHEZ. 2014. Mamíferos de la hacienda Las Mercedes, un área rural al norte de Bogotá, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 18:157–171.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). 1997. Resolución No. 0138.
- PACHECO-JAIMES R, CH CÁCERES-MARTÍNEZ, AA ACEVEDO, A ARIAS-ALZATE & JF GONZÁLES-MAYA. 2018. Food habits of puma (*Puma concolor*) in the Andean areas of Tamá National Natural Park and its buffer zone, Colombia. *Therya* 9:201–208.
- ROEMER GW, ME GOMPPER & B VAN VALKENBURGH. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59:165–173.
- SÁNCHEZ-LONDOÑO JD. 2017. Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (*Carnivora*) en un

paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia. Universidad Nacional de Colombia.

# **Artículo 1. ABUNDANCIAS RELATIVA DE MESOPREDADORES Y CARACTERIZACIÓN DE SUS HÁBITATS EN ÁREAS PROTEGIDAS DEL NOROCCIDENTE DE CUNDINAMARCA, COLOMBIA.**

**Juan Sebastian Jimenez-Ramirez<sup>1</sup>, Hugo Fernando López-Arévalo<sup>1</sup>.**

Grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.

## **RESUMEN**

Se estudió la presencia, abundancias relativas (IAR) y se evaluó el hábitat de las especies de mamíferos mesodepredadores presentes en la zona noroccidental de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá “RFPPCARB” (Municipios de Tabio, Tenjo, y Subachoque). Debido a presiones urbanísticas y sistemas productivos como el sector minero energético, agricultura, ganadería y plantaciones forestales, la Reserva ha sufrido una reducción de su área, impactando sus ecosistemas altoandinos. Para esto se instalaron 37 cámaras-trampa Bushnell E3 en diferentes coberturas dentro de la zona de estudio por un periodo de 45 días, las cámaras se distanciaron mínimo 500 m entre ellas. Para caracterizar el hábitat de las especies de mesodepredadores, se midieron variables a dos escalas: nano-escala (1:1) y meso-escala (paisaje). A nivel de nano-escala se midió la cobertura de dosel, cobertura de escape, altura del dosel, elevación y pendiente. A nivel de meso-escala se midió la distancia de la cámara al borde del fragmento, distancia de la cámara al cuerpo de agua más cercano, distancia de la cámara a la vía más cercana y distancia de la cámara al centro urbano más cercano. Las especies de mesodepredadores registradas con sus respectivas abundancias relativas fueron: *Didelphis pernigra* (IAR = 12.22; n = 187), *Nasua olivacea* (IAR = 5.68; n = 87), *Leopardus tigrinus*

(IAR = 0.58; n = 9), *Cerdocyon thous* (IAR = 0.58; n = 9), *Mustela frenata* (IAR = 0.39; n = 6), además se registró la presencia de *Canis lupus familiaris* (IAR = 6.01; n = 92) y *Felis silvestris catus* (IAR = 0.78; n = 12). Por último, a través un análisis de correlación canónico (ACC) se determinaron las variables de hábitat que se relacionaron con las mayores abundancias relativas de las especies estudiadas.

Palabras Clave: Abundancia relativa, Cundinamarca, Hábitat, Mesodepredador

## **INTRODUCCIÓN**

Existen diversos agentes generadores de perturbación sobre los ecosistemas naturales, tales como erupciones volcánicas, tormentas, inundaciones, terremotos, derrumbes, etc. Sin embargo, hay consenso en que el principal agente perturbador en la actualidad es el ser humano (Bustamante and Grez, 1995). En los últimos 10.000 años las actividades humanas sobre el planeta (por ejemplo, agricultura, ganadería, construcción de asentamientos humanos, vías de acceso) han determinado que la gran mayoría de los paisajes contemporáneos presenten algún grado de perturbación (Bustamante & Grez 1995; Gurrutxaga San Vicente & Lozano Valencia 2006).

En los bosques nativos, la fragmentación es un proceso el cual ha generado gran interés dentro de la comunidad científica por sus efectos en la biodiversidad e implicaciones en la conservación (Montenegro-Calderón 2001; Santos & Tellería 2006). En Colombia, entre los años 1990 y 2014 se ha generado una pérdida de 5.897.189 ha de bosque, pasando de 64.862.451 ha en 1990 a 58.965.262 ha en el 2014, con el fin de tener zonas para agricultura, ganadería, urbanización entre otros (IDEAM, 2016). En la región andina, la pérdida de cobertura boscosa para ser reemplazada por pastos entre los años 2000 y 2005 fue de 185.260 ha, mientras que para el periodo entre 2005 y 2010 el mismo proceso de cambio de bosques a pastos representó

198.047 ha. De igual forma, el cambio de bosques a vegetación secundaria en esta región del país fue de aproximadamente 190.000 ha durante el periodo de 2000 al 2005 (Cabrera et al., 2011).

La pérdida y fragmentación de los hábitats naturales por acción del hombre produce impactos sobre poblaciones de animales y plantas, generando cambios en la ocupación, distribución, abundancias, diversidad, comportamiento, dominancia de especies, establecimiento de especies invasoras e interacciones entre especies (Lima and Zollner 1996; Yahner and Mahan 1997; Ryall & Fahrig 2006).

Los grandes depredadores son ecológicamente importantes por los efectos directos (impulsados por la depredación) o efectos indirectos (como miedo en las presas). Sin embargo, la gran mayoría de depredadores son especies pequeñas y medianas que no superan los 15 kilogramos de peso, denominados mesodepredadores (Roemer et al., 2009). Estos mesodepredadores superan en riqueza de especies, comportamientos y ecología a los depredadores superiores, llegando a ser solitarios o altamente sociales, frugívoros a hipercarnívoros, especialistas en el tipo de hábitat o generalistas, llegando al punto de vivir en cercanía al ser humano (Bitetti 2008; Roemer et al. 2009).

Además, los grandes mamíferos carnívoros son altamente susceptibles a cambios en sus hábitats, estudios realizados por Crooks et al. (2011) sobre patrones globales de fragmentación y conectividad del hábitat de estos mamíferos depredadores confirman que la fragmentación del hábitat es un factor fundamental en la pérdida de estas especies. La eliminación de los depredadores superiores inicia una cascada de efectos indirectos que fluyen hacia abajo a través de los niveles tróficos y la cascada cambia la estructura y la función de todo un sistema. La cascada causada por la eliminación de un depredador superior tiene efectos dramáticos sobre la flora y la fauna (Miller et al., 2012). Uno de los efectos que puede generar la eliminación de un depredador superior en un sistema es el denominado liberación del mesodepredador, en el cual,

un depredador intermedio aumenta su densidad, distribución, o se genera un cambio en su comportamiento, como resultado de la disminución o ausencia del depredador tope (Soule et al. 1988; Prugh et al. 2009). Estos brotes de mesodepredadores son observados comúnmente en hábitats fragmentados y pueden generar efectos adversos sobre las especies que son presa de estos depredadores o sobre las comunidades vegetales (Jordano et al. 2007; Prugh et al. 2009).

Ante la desaparición de los depredadores superiores y las dinámicas que pueden generarse a partir de la ausencia de éstas especies por los efectos de la fragmentación, los esfuerzos de conservación de hábitats y especies deben estar orientados a implementar estrategias, tales como la selección de áreas prioritarias a partir de los requerimientos de hábitat de una especie sombrilla (Lambeck 1997; Isasi-Catalá 2011), no obstante, para que esta estrategia de conservación sea eficiente se hace necesario contar con el conocimiento taxonómico, ecológico y patrones de distribución de las especies de interés (Naoki et al., 2006; Herrera and Finegan, 2008; Mercado and Wallace, 2010). Desafortunadamente, para muchas especies estos aspectos mencionados anteriormente no han sido del todo estudiados y en algunos casos muchas de ellas son pobremente conocidas, lo que repercute a la hora de tomar decisiones de manejo ante las amenazas y posibles efectos de las actividades humanas y la presencia de especies exóticas. El presente estudio tiene como objetivo conocer las especies de mesodepredadores, estimar sus abundancias relativas y las características de sus hábitats en uno de los fragmentos perteneciente a la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB) ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### Zona de estudio

El estudio se desarrolló en el noroccidente de Cundinamarca, Colombia, en uno de los fragmentos de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB), el cual se encuentra entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque (Figura 1).

La Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPP Cuenca Alta del Río Bogotá) es el principal conector de la estructura ecológica regional de la Cuenca del Río Bogotá, conteniendo ecosistemas de páramo y bosque alto andino, albergando especies de flora y fauna endémicas y amenazadas (CAR et al. 2015; Liévano Latorre & López Arévalo 2015). Fue creada por la Junta Directiva del Instituto Nacional de Recursos Naturales y del Ambiente (INDERENA), bajo artículo 2 del Acuerdo 30 de 1976, el cual fue aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución 76 de 1997 con una extensión de 245.147 ha, conformada por 44 municipios del departamento de Cundinamarca (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 1997; CAR et al. 2013). Sin embargo, en el momento de realizar dicha delimitación, existían en su interior áreas clasificadas como suelo urbano y zonas de expansión urbana, generando problemas en el manejo y administración por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales competentes, motivos por los cuales en el 2014 bajo Resolución 138 se realindero la reserva quedando con una extensión final de 94.161 ha. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 1997).

Los muestreos se realizaron en uno de los fragmentos resultantes de la delimitación final de la Reserva, el cual está ubicado a una distancia de 50 km de la ciudad de Bogotá, cuenta con una altitud mínima de 2569 msnm y una máxima de 3500 msnm. La precipitación oscila entre 800 y 1000 mm con un régimen de lluvias bimodal el cual se genera por el paso de la Zona de

Confluencia Intertropical (CAR et al., 2015), presentándose las temporadas de lluvias entre los periodos de abril a mayo y octubre a noviembre y las temporadas de sequía entre los periodos de diciembre a marzo y junio a agosto (CAR et al., 2015). La temperatura no presenta grandes variaciones a lo largo del año, registrándose una temperatura media entre 13 y 14 °C (CAR et al., 2015; Liévano-Latorre and López-Arévalo, 2015). La humedad relativa es alta durante todo el año, con un valor promedio anual de 75.1 %, presentándose un valor máximo de 84 % y un valor mínimo de 58.8 % (CAR et al., 2015; Liévano-Latorre and López-Arévalo, 2015).

El área perteneciente a la RFPP Cuenca Alta del Río Bogotá que se encuentra entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque corresponde a 8.891,57 ha, en donde se pueden encontrar diferentes usos del suelo, lo que convierte a la zona en un mosaico formado por sistemas productivos como cultivos de agrícolas, cultivos forestales, ganadería, urbanización y coberturas naturales con distintos grados de conservación.

#### Clasificación de coberturas

Para la clasificación de las coberturas naturales se modificó la cartografía escala 1:10.000 de las coberturas del suelo de la RFPP Cuenca Alta del Río Bogotá suministrada por la entidad ONF-Andina realizada con la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, clasificándose siete coberturas: bosque, arbustal, herbazal, pastos y potreros, cultivos transitorios, cultivos forestales y vivienda rural (Fig. 2), las cuales fueron corroboradas en su mayoría en campo.

#### Colecta de datos

Entre los meses de agosto de 2017 y junio de 2018 se instalaron 37 cámaras-trampa Bushnell E2 y E3 en predios pertenecientes a la alcaldía de Tabio y predios privados en los cuales se permitió el acceso, muestreando en las coberturas de bosque, arbustal, cultivos forestales y herbazales. Debido a la geografía quebrada que presenta la zona de estudio, las cámaras se

distanciaron entre sí, mínimo 500 m (Cruz-Jácome et al., 2015), abarcando las diferentes coberturas vegetales que se presentan en el lugar.

Las cámaras se ubicaron a una altura de entre 40 y 50 cm del suelo, georreferenciándose cada cámara por medio de un GPS GARMIN *etrex* 10, algunas cámaras se programaron en modo video de 10 s de duración y otras en modo fotografía, tomando tres fotografías cada vez que se activaba el sensor, estando activas las 24 horas del día durante un periodo de 45 días en cada sitio, para un esfuerzo de muestreo total de 1665 cámaras/noche. Para aumentar la detección de las especies de mesodepredadores, cada cámara se cebó con sardinas dentro de un recipiente de aluminio el cual se enterró a una distancia aproximada de 3.0 m de la cámara Garrote et al. (2012).

Para la caracterización del hábitat de las especies de mesodepredadores se midieron variables a nivel de Nano-escala y Meso-escala. Mackey & Lindenmayer (2001) mencionan que las variables relacionadas a la nano-escala, están involucradas en los procesos que ocurren debajo del dosel, para la obtención de los datos a esta escala se realizaron tres transectos en cada punto de muestreo de cinco metros de longitud, dirigidos a 0°, 120° y 240 ° de azimut respectivamente, al final de cada transecto se midieron variables relacionadas con refugio: cobertura de escape, cobertura de dosel, altura del dosel, pendiente y además, se midió la altitud sobre el nivel del mar, la abundancia relativa de las presas potenciales de los mesodepredadores en cada sitio de muestreo y la riqueza de especies de mesodepredadores en cada sitio de muestreo (Tabla 1). En el nivel de Meso-escala se contemplan variables del paisaje (Mackey and Lindenmayer, 2001), estas se tomaron usando cartografía de la zona a escala 1:10.000 y empleando el software de acceso libre QGis 3.6. Las variables medidas fueron: distancia de la cámara al cuerpo de agua más cercano, distancia de la cámara al centro urbano más cercano, distancia de la cámara al borde

de la cobertura, distancia de la cámara a la vía más cercana e índice de Shannon evenness, empleando un buffer de radio de 200 metros (Tabla 1).

### Análisis de datos

Se organizó la matriz de datos con los registros obtenidos de las especies de mesodepredadores, tomando un registro independiente cuando correspondía a una diferencia de al menos 24 horas entre capturas de una misma especie. Se calculó el Índice de Abundancia Relativa para cada especie para toda la zona de estudio y por coberturas por medio de la fórmula empleada por Maffei et al. (2002), Lira-Torres & Briones-Salas (2012) y Cruz-Jácome et al. (2015):

$$IAR=C/EM*100 \text{ días-trampa}$$

Donde: C = Capturas o eventos fotográficos independientes, EM = Esfuerzo de Muestreo, el cual se calculó como la sumatoria de los días en que las cámaras estuvieron activas por sitio, y 100 días-trampa el cual es un factor de corrección estándar usado para comparar entre especies, sitios o temporadas.

Para analizar la relación de las variables de hábitat y las abundancias relativas de las especies se realizó un Análisis de Correlación Canónico (ACC). Se probó la normalidad de todas las variables empleando la prueba de Shapiro-Wilk y se estandarizaron de ser necesario, por último, se aplicó una prueba de correlación de Spearman con el fin de evaluar si existía multicolinealidad entre las variables, eliminando las que presentaban correlación significativa.

## **RESULTADOS**

Las coberturas naturales (bosque, arbustal y herbazal) representan el 47.6% del área de estudio, mientras que las coberturas transformadas (pastos y potreros, cultivos transitorios, cultivos forestales y viviendas rurales) representan el 52.4% del área, observándose que el área de estudio cuenta con una alta transformación antrópica (Fig. 2). La cobertura de bosque presentó

un área total de 1291.37 ha, con un total de 98 fragmentos, un tamaño promedio de fragmento de 11.18 ha, siendo el fragmento más pequeño de 0.16 ha y el más grande de 203.46 ha, la cobertura de arbustal presentó un área de 2665.25 ha, con un total de 49 fragmentos, un tamaño promedio de 44.75 ha, siendo el fragmento más pequeño de 1.46 ha y el más grande de 537.66 ha, el herbazal presentó un área de 82.87 ha, con un total de 31 fragmentos, un tamaño promedio de 2.56 ha, el fragmento más pequeño con un área de 0.37 ha y el más grande de 10.50 ha, los pastos y potreros presentaron un área de 3039.75 ha en un total de 219 fragmentos, un tamaño promedio de fragmentos de 13.53 ha, el fragmento más pequeño con un área de 0.66 ha y el más grande de 164.20 ha, los cultivos transitorios presentaron un área de 785.44 ha distribuidos en 93 fragmentos, un tamaño promedio de fragmentos de 7.72 ha, siendo el fragmento más pequeño de 0.10 ha y el más grande de 294.65 ha, cultivos forestales presentaron un área total de 580.86 ha distribuidos en 119 fragmentos, un tamaño promedio de 4.82 ha, siendo el fragmento más pequeño de 0.10 ha y el más grande de 34.83 ha, por último, las viviendas rurales presentaron un área total de 44.40 ha en 46 fragmentos, un tamaño promedio de 0.95 ha, siendo el fragmento más pequeño de 0.006 ha y el más grande de 8.96 ha.

Con un esfuerzo de muestreo de 1665 días-trampa, se registraron cinco especies de mesodepredadores silvestres y dos especies de mesodepredadores domésticas, estas especies se distribuyen en dos órdenes y cinco familias, siendo el orden Carnívora el más representativo con seis especies y el orden Didelphimorphia con una especie (Tabla 2). De igual forma se registraron especies que pueden considerarse como posibles presas de los mesodepredadores: boruga (*Cuniculus taczanowskii*), conejo silvestre (*Sylvilagus brasiliensis*), rata del chusque (*Olallamys albicaudus*), roedores pequeños y musarañas (*Cryptotis* sp), además, de 13 especies de aves.

El índice de abundancia relativa (IAR) mostró que la especie más abundante fue la chucha de zonas altas (*Didelphis pernigra*), seguida por los perros (*Canis lupus*) y el cusumbo (*Nasuella*

*olivácea*), mientras que los gatos (*Felis catus*), el zorro (*Cerdocyon thous*), la oncilla (*Leopardus tigrinus*) y la comadreja (*Mustela frenata*) presentaron valores menores de abundancias relativa (Tabla 2). Al realizar el índice de abundancia relativa por coberturas, la chucha presentó registros en las coberturas de bosque, arbustal y cultivo forestal, siendo más abundante en los arbustales, el cusumbo y la comadreja fueron registrados en las coberturas de bosque y arbustal siendo esta última la cobertura en donde se presentaron las mayores abundancias de la comadreja, mientras que para el cusumbo el bosque fue la cobertura en donde presentó mayores abundancias. La oncilla fue registrada en las coberturas de bosque, arbustal y cultivo forestal, con un mayor valor en el bosque, por su parte, el zorro presentó valores similares en bosque y cultivo forestal, siendo más abundante en el bosque. Por último, los perros estuvieron presentes en las cuatro coberturas, mientras que los gatos fueron registrados en arbustal y cultivo forestal (Figura 4).

Las variables de hábitat que se correlacionaron significativamente fueron la cobertura de escape con la cobertura de dosel ( $r=0.566$ ;  $p<0.05$ ), cobertura de escape con la distancia al borde del fragmento ( $r=0.604$ ;  $p<0.05$ ), cobertura de escape con la abundancia relativa de presas ( $r=0.859$ ;  $p<0.05$ ), distancia al camino más cercano con la distancia al centro urbano más cercano ( $r=0.5051$ ;  $p<0.05$ ), distancia al camino más cercano con la altura del dosel ( $r=-0.594$ ;  $p<0.05$ ), abundancia relativa de presas con distancia al agua ( $r=0.992$ ;  $p<0.05$ ), abundancia relativa de presas con distancia al borde del fragmento ( $r=0.627$ ;  $p<0.05$ ), abundancia relativa de presas con altura de dosel ( $r=0.981$ ;  $p<0.05$ ), riqueza de especies de mesodepredadores con cobertura de dosel ( $r=0.763$ ;  $p<0.05$ ), riqueza de especies de mesodepredadores con cobertura de dosel ( $r=0.763$ ;  $p<0.05$ ), riqueza de especies de mesodepredadores con altitud ( $r=0.846$ ;  $p<0.05$ ) y riqueza de especies de mesodepredadores con la altura de dosel ( $r=0.989$ ;  $p<0.05$ ), dado estas correlaciones, la cobertura de escape, distancia al camino más cercano, abundancia relativa de

presas potenciales para los mesodepredadores y la riqueza de mesodepredadores en cada sitio de muestreo no se tuvieron en cuenta en los análisis.

El Análisis de Correlación Canónico (ACC) evidencia que las variables de hábitat medidas en campo se relacionan de forma diferente con las abundancias relativas de las especies de mesodepredadores registradas. El primer eje está capturando la mayoría de la variación = 40.69% y un eigenvalue = 0.17127, por su parte, el eje dos reúne el 36.45% de la variación y un eigenvalue = 0.15339 (Fig. 5).

El análisis del primer eje para la chucha, los perros y los gatos muestra una relación con sitios que presentan mayor distancia a cuerpos de agua, menor distancia a centros urbanos y menor altitud. La comadreja se relaciona con valores intermedios de distancia a cuerpos de agua, distancia a centros urbanos y altitud. Por último, el cusumbo, el zorro y la oncilla se relacionan con menor distancia a cuerpos de agua. Al analizar el segundo eje, la chucha, el cusumbo y la comadreja relacionan con mayor distancia al borde del fragmento, mayor cobertura, altura de dosel y lugares donde se presenta la dominancia de una cobertura, mientras que el zorro, la oncilla, los perros y los gatos se relacionan con sitios que presentan valores intermedios de distancia al borde del fragmento, cobertura del dosel, altura de dosel y lugares en donde las proporciones entre coberturas es equitativa, la variable pendiente no se tomó en cuenta en los análisis ya que el vector se orientó en un ángulo de 45° es decir que está afectando a los dos ejes de igual forma (Fig. 5).

## **DISCUSIÓN**

Las cinco especies de mesodepredadores nativos registradas en el presente estudio (Tabla 1) ya han sido reportadas en estudios realizados en zonas periurbanas. Delgado-V (2007, 2014) publica una lista de mamíferos muertos por vehículos en la vía del Escobero, Envigado, Antioquia en un gradiente altitudinal entre 1800 a 2600 m en la cual en su primera versión

incluye siete especies de mesodepredadores y en su segunda publicación la lista de mesodepredadores muertos por atropellamientos aumenta a ocho especies, además, Delgado-V (2009) reporta nueve especies de mesodepredadores silvestres para la Reserva San Sebastián-La Castellana, en el Valle de Aburrá, Antioquia a una altura entre 2500 y 2800 m. Sánchez et al. (2008) reportan un total de nueve especies de mesodepredadores en la Reserva Río Blanco, municipio de Manizales, Caldas, en un gradiente altitudinal de 2150 a 3750 m. Arias-Alzate et al. (2013) reportan por primera vez la presencia de *Puma yagouaroundi* para el Valle de Aburrá a una altura de 2000 m. Sánchez-Londoño (2017) reporta 10 especies de mesodepredadores para las regiones del Valle de Aburrá y Valle de San Nicolás, Antioquia entre los 2000 y 2900 m.

Estudios realizados en diferentes sectores de la “Sabana de Bogotá” como los de Ruíz et al. (2008) y Mendoza & Sánchez (2014) en la localidad de Suba, reportan la presencia de la chucha de zonas altas y la comadreja, mientras que Sánchez et al. (2010) reportan para el sector Borde Norte de Bogotá al cusumbo, la chucha de zonas altas y la comadreja. Jiménez-Alvarado et al. (2017) reportan seis especies de mesodepredadores silvestres en un rango altitudinal entre los 2575 y 3575 m en la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, registrando por primera vez para la zona el zorrillo (*Conepatus semistriatus*). Por su parte, Liévano Latorre & López-Arévalo (2015) registran cuatro especies de mesodepredadores silvestres en una reserva privada ubicada en el municipio de Tabio Cundinamarca, siendo el zorro la especie ausente en ese estudio.

Según Solari et al. (2013) se podrían encontrar un total de 11 especies de mesodepredadores por su distribución altitudinal, sin embargo la especie *Potos flavus* no sería detectada por el uso de cámaras trampa debido a sus hábitos arborícolas (Suárez-Castro and Ramírez-Chaves, 2015), la usencia de las otras cinco especies puede deberse a que son especies cripticas o sea el resultado de la alta transformación que ha sufrido esta región del país (Payán

and Gonzáles-Maya, 2011), siendo las cinco especies registradas en el presente estudio, especies tolerantes perturbaciones antrópicas.

De igual forma, los estudios en donde se reportan un mayor número de especies de mesodepredadores han sido realizados en un gradiente altitudinal entre 1800 a 3750 m en los departamentos de Antioquia y Caldas, incluyendo zonas con elevaciones mucho más bajas que las presentadas en nuestro estudio, lo influye en la riqueza de especies de mesodepredadores registradas (Fig. 6) (Delgado-V 2007; Sánchez et al. 2008; Delgado-V 2014; Sánchez-Londoño 2017). Además, el alto número de registros de mesodepredadores reportados por Sánchez-Londoño (2017) en las regiones del Valle de Aburrá y Valle de San Nicolás, Antioquia puede estar directamente relacionado a la presencia de áreas protegidas, siendo en total cuatro reservas, además de otros parques ecológicos municipales, permitiendo la sobrevivencia de estas especies en la región y al uso de diferentes métodos de muestreo.

En los paisajes transformados los eventos de extinciones locales presentan altas probabilidades, debido a la reducción de los fragmento de hábitat, los efectos generados desde la matriz hacia el interior de los fragmentos, el aislamientos de estos mismo entre otros (Dunham and Rieman, 1999), las áreas naturales que se encuentra en zonas urbanas y periurbanas, se ven afectadas por estas circunstancias, pese a que existen especies que pueden llegar a tolerar estos efectos generados por la cercanía del ser humano, llegando incluso a verse beneficiadas por la oferta de nuevos recursos, la gran mayoría de las especies presentan efectos negativos por las trasformaciones generadas en estas zonas (Jackson and Gaston, 2008). Si la trasformación de las áreas naturales por la urbanización continúan de la misma forma, las extinciones locales son un resultado inminente para estas especies de mesodepredadores, siendo un resultado que ya se puede apreciar, en las zonas más alejadas de la ciudad de Bogotá podemos encontramos las cinco especies de mesodepredadores, a medida que nos acercamos a la ciudad de Bogotá, el número de

especies tiende a disminuir, siendo las dos primeras especies en desaparecer la oncilla y el zorro, seguido del cusumbo, y siendo las dos especies más resistentes a la transformación la chucha y la comadreja, siendo registradas en humedales dentro de Bogotá y zonas cercanas (Helmut 2004; Sánchez et al. 2010; Mendoza & Sánchez 2014).

Las especies de mesodepredadores silvestres más abundantes durante nuestro estudio fueron la chucha de zonas altas y el cusumbo. Las especies del género *Didelphis* toleran cómodamente áreas alteradas como bosques secundarios en diferentes estados de sucesión, áreas agrícolas y áreas suburbanas (López-Arévalo et al. 1993; Sanchez & Alvear 2003; Barrera-Niño & Sánchez 2014; Delgado Velez 2014; Liévano Latorre & López-Arévalo 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017). Las actividades humanas les permiten a la chucha de tierras altas ampliar considerablemente su rango de acción, proporcionando recursos importantes para estas especies, llegando a ser visitantes recurrentes en viviendas rurales y suburbanas para acceder a recursos alimenticios (Cáceres 2000; Jarrín-V 2001), considerándose como plagas en algunas regiones, ya que pueden actuar como depredadores de aves de corral, huevos y algunos cultivos (Massoia et al. 2012; Rodríguez-Calderón et al. 2018).

Pese a ser especies comunes, en la mayoría de didélfidos las estimaciones poblacionales son escasas (Cáceres 2000; Wallace et al. 2010). Para *D. albiventris* Mares & Ernest (1995) reportan densidades de 2 – 6 ind/ha. en un bosque de galerías en el Cerrado, Brasil y Perera (2002) reporta una densidad de 0.4 – 4.4 ind/ha. en la Caatinga brasileña. Para Colombia, el único reporte encontrado sobre densidad poblacional de la chucha de zonas altas fue realizado por Zuñiga et al. (1988), quienes reportaron para el Cerro Cueva Grande del municipio de San Francisco, Cundinamarca, una densidad de entre 20 y 117.2 ind/ha. empleando diferentes índices.

Al observar las abundancias por coberturas, se observa que pese a que las zonas abiertas como los páramos, pastizales y potrero se han considerado como parte del hábitat de la chucha de

zonas altas a (Cuartas-Calle & Muñoz-Arango 2003; Barrera-Niño & Sánchez 2014), en nuestro estudio no se obtuvieron registros de esta especie en los herbazales. La ausencia de la chucha de zonas altas en esta cobertura puede estar relacionada con la presencia de perros (Fig. 4), Zapata-Ríos & Branch (2016) comentan que las abundancias y los patrones de actividad de la chucha de zonas altas no se ven afectados por la presencia de perros, precisamente por sus hábitos arbóreos, sin embargo, al no contar con elementos arbóreos o arbustivos en este tipo de cobertura, las chuchas pueden ser fácilmente depredadas, haciendo que se vean obligadas a disminuir el uso de estas zonas cuando los perros están presentes.

La relación inversa que presenta la chucha con la distancia a centros urbanos y la altitud, es evidencia de la tolerancia a los ambientes urbanizados, siendo la chucha de zonas altas una especie registrada en zonas cercanas a grandes ciudades (Delgado-V 2007; Sánchez et al. 2010; Barrera-Niño & Sánchez 2014; Delgado-V 2014; Mendoza & Sánchez 2014; López-Barragan & Sánchez 2017). Las especies de este género pueden ser considerados como mesodepredadores generalista con una alta tolerancia a la transformación del hábitat, pudiendo aprovechar diferentes recursos que ofrece una matriz transformada por acciones antrópicas (Swihart et al. 2001; Cuartas-Calle & Muñoz 2003).

La correlación positiva de la chucha de zonas altas con las variables de cobertura de dosel y altura de dosel está relacionada con las características arbóreas de las chuchas. Cuartas-Calle & Muñoz-Arango (2003) comentan que la chucha de zonas altas vive en la vegetación boscosa y en el sotobosque en donde hay bromelias, epífitas y lianas, refugiándose en oquedades de árboles, debajo de arbustos secos y madrigueras. En cuanto a la distancia al borde del fragmento, puede estar influenciada por la presencia de especies depredadoras como los perros, quienes son más abundantes en los bordes de los parques que en el interior (Rodríguez-León and López-Arévalo, 2019). En cuanto a la distancia al agua, Cuartas-Calle & Muñoz-Arango (2003) mencionan que

esta especie se distribuye cerca de nacimientos de agua o a orillas de quebradas, sin embargo, en nuestro estudio se observa algo contrario, las abundancias se relacionaron con mayores distancias a esta variable, es probable, que esto se deba a que la zona de estudio presenta gran humedad, por lo tanto, el agua no es un recurso limitante para esta especie, ya que el agua se puede acumular en bromelias u oquedades de árboles, por último índice de Shannon evenness indica que esta especie está relacionada con lugares en donde se presentan una dominancia de una cobertura (Gergel and Turner, 2002), siendo en este caso la preferencia por la cobertura de arbustal.

El cusumbo, actualmente se encuentra en la categoría de Casi Amenazada por la IUCN (González-Maya et al., 2016), esto pese a que la especie se distribuye en la Cordillera de los Andes de Colombia, Ecuador y posiblemente en Perú entre los 1300 y 4100 m (Morales-Martínez et al. 2014; González-Maya et al. 2016) gran parte de su distribución se encuentra en las zonas más pobladas y en las que actualmente se están generando mayor deforestación en el país (Cabrera et al., 2011), esta pérdida de coberturas vegetales sugiere que las poblaciones de la especie han disminuido, sin embargo, no se cuentan con datos cuantitativos sobre su estado poblacional (González-Maya et al., 2016). Pese a esta problemática planteada, el cusumbo es una especie que puede presentar altas abundancias, López-Arévalo et al. (1993) lo reportaron para la Reserva Biológica Carpanta (actualmente incluida dentro del Parque Nacional Natural Chingaza) como una especie abundante, llegando a formar grupos de hasta 80 individuos, de igual forma Sánchez-Londoño (2017) reporta al cusumbo como una de las especies más abundantes en las regiones del Valle de Aburrá y Valle de San Nicolás.

El cusumbo es una especie que ha sido registrada en bosques andinos, bosques secundarios, arbustales, páramos, cultivos, pastizales y áreas reforestadas; en algunos estudios esta especie presenta mayores abundancias relativas en zonas reforestadas y eucaliptales que en zonas naturales, a pesar de que éstas son menos complejas en estructura y composición (Sanchez &

Alvear 2003; Sánchez et al. 2008; Balaguera-Reina et al. 2009; Ramírez-Mejía & Sánchez 2016). En nuestro estudio, el cusumbo presentó mayor número de registros en las coberturas de bosque y arbustal y se relaciona con sitios en donde la dominancia de la cobertura se da por un solo tipo (índice de Shannon evenness), Ramírez-Mejía & Sánchez (2016) sugieren en el estudio realizado en los municipios de Manizales y Villamaria del departamento de Caldas a una altura entre 2450 y 2550 m que el motivo para que el cusumbo use más las zonas de eucaliptales que las naturales, a pesar de que los eucaliptales puedan generar un efecto negativo sobre la diversidad de plantas en el sotobosque y en la biomasa de artrópodos edáficos, es debido a las interacciones generadas con especies tales como el coatí (*Nasua nasua*) y el armadillo (*Dasybus novemcinctus*), dando como resultado, una exclusión del cusumbo a estas zonas. En nuestro estudio, no se obtuvieron registros de estas especies o especies que presenten hábitos alimenticios similares a los del cusumbo (Tabla 3), esto podría ser uno de los motivos por los que el cusumbo solo se registrara en bosque y arbustal.

Por otro lado, es normal la presencia de hozaderos abundantes en zonas abiertas, sin embargo, en la zona de estudio los hozaderos no fueron abundantes, esto puede ser generado por la alta presencia de perros en esta cobertura abierta (Fig. 4), lo que concuerda con lo reportado por Zapata-Ríos & Branch (2016), quienes dicen que el cusumbo es menos abundante en zonas con presencia de perros que en las que los perros se encuentran ausentes. Las mayores abundancias del cusumbo se relacionan de forma positiva con las mayores distancias a los centros urbanos y a la altitud, generando que los cusumbos se vean obligados a permanecer principalmente en el bosque, motivo por el cual, las variables de cobertura de dosel, distancia al borde del fragmento y altura de dosel se relacionaron de forma positiva con las abundancias de la especie en donde, pueden encontrar refugio ante depredadores y la intervención humana (Parsons et al., 2019).

Con la poca información que se tiene sobre el cusumbo, es difícil afirmar que el agua es un factor crítico para esta especie, sin embargo, Valenzuela & Ceballos (2000) y Velado-Cano (2014) comentan que para *Nasua narica* (especie cercana al cusumbo), el agua es un factor limitante para completar con éxito su ciclo de vida. Es posible que, para el cusumbo, el agua también sea un factor importante, motivo por el cual, las abundancias se relacionaron con la cercanía a cuerpos de agua.

Por su parte, la comadreja es una especie con actividad tanto diurna como nocturna, terrestre con habilidad para trepar árboles sin problema, es una especie solitaria que a pesar de su tamaño es un excelente cazador (Tirira, 2008; Calderón-Capote et al., 2015), considerándose una especie generalista la cual se alimenta de una amplia variedad de especies pudiendo aprovechar el recurso que se encuentre en mayor disponibilidad en el momento (Gamble, 1981) incluyendo en su dieta principalmente mamíferos como roedores, musarañas y conejos, y en menor medida aves y reptiles (Gamble 1981; Tirira 2008). Esta especie de comadreja se distribuye desde el sur de Canadá hasta el norte de Bolivia (Sheffield and Thomas, 1997; Tirira, 2008; Calderón-Capote et al., 2015). En Colombia se ha registrado su presencia en la región Andina, Pacífica y en la Sierra Nevada de Santa Marta, entre los 0 y 3600 msnm (Solari et al., 2013).

La comadreja puede encontrarse en zonas con un avanzando estado de intervención, en bosques primarios, secundarios, zonas abiertas, humedales y cultivos agrícolas (Sanchez & Alvear 2003; Tirira 2008). Mesa-Gozález (1997) encontró que la comadreja (*M. frenata*) emplea coberturas boscosas en mayor frecuencia que otras coberturas, sin embargo, el bosque no supe los requerimientos alimenticios necesarios, haciendo que la especie frecuente coberturas como pastizales y cultivos en busca de recursos, a diferencia de lo propuesto por Gehring & Swihart (2004), quienes sugieren que la fragmentación generada por agricultura produce un impacto en esta especie de comadreja reduciendo principalmente su movilidad, ya que los individuos que

intentan atravesar la matriz de cultivos son más propensos a ser depredadas en comparación al riesgo que pueden tener en sus entornos naturales, siendo más sensibles las comadrejas hembras debido a que presentan una movilidad aún más reducida que los machos.

Los pocos registros de la especie en el presente estudio pueden estar relacionados principalmente al método de muestreo, Zapata-Ríos & Branch (2016) comentan que esta especie presenta baja detectabilidad empleando foto-trampeo debido a su pequeño tamaño (Tabla 3). La relación de la comadreja con las variables distancia a centros urbanos y la altitud evidencian la capacidad que presenta la especie de soportar ambientes transformados por las actividades antrópicas, encontrando recursos importantes para su supervivencia, llegando a ser considerada como una especie plaga por las personas, ya que frecuenta las viviendas humanas en busca de presas como pollos, patos, curíes (Mesa-González 1997). De igual forma, Helmut (2004) estudio ésta especie en el humedal La Conejera ubicado en la localidad de Suba, Bogotá, siendo este humedal un ecosistema con un alto grado de deterioro ambiental, producto de rellenos con basura, escombros, contaminación con aguas residuales, presencia de especies domesticas (como perros y gatos) y urbanización. La presencia de esta especie en estos ambientes transformados es indicativo de su tolerancia a la transformación, sin embargo, es fundamental la presencia de coberturas que le ofrezcan refugio ante depredadores como los bosque y arbustales, lugares donde son más frecuentes sus avistamientos (Helmut 2004; Palacio et al. 2014).

La presencia de la oncilla tanto en este estudio como en los estudios de Liévano Latorre & López Arévalo (2015) y Jiménez-Alvarado et al. (2017), es evidencia de la importancia de los relictos boscosos que perduran en esta región del centro del país. La oncilla es la especie de felino silvestre más pequeña de Colombia, categorizada como Vulnerable a nivel global al igual que en Colombia (Rodríguez-M et al., 2006; Payan & Oliveira 2016). Esta especie de tigrillo se ha registrado desde Costa Rica hasta el Norte de Argentina, sin embargo, son pocos los registros

de la especie sobre todo en la parte central y norte de sur América, por lo que se considera como una especie rara y con bajas densidades poblacionales ( $0.01 - 0.05 \text{ ind/km}^2$ ), con un alto desconocimiento sobre aspectos de su ecología (Payán & Gonzáles-Maya, 2011; Oliveira-Santos et al. 2012; Oliveira et al. 2013; Payan & Oliveira 2016), No obstante, en estudios recientes en zonas periurbanas, la oncilla cuenta con una alta representatividad en los muestreos (Sánchez-Londoño, 2017). Por otra parte, se considera que esta especie puede llegar a tolerar cierto grado de perturbación (Oliveira-Santos et al. 2012; Liévano-Latorre & López-Arévalo 2015; Pinilla-Buitrago et al. 2015), siendo registrada en cultivos forestales como los eucaliptales (Nowell & Jackson 1996; Sánchez-Londoño 2017), cobertura en la cual también se obtuvieron registros de la especie en nuestro estudio (Fig. 4), además, el índice de Shannon evenness evidencia esta plasticidad que presenta la especie, presentando una relación positiva con sitios en donde este índice cuenta con valores altos, es decir que se relaciona con sitios en donde hay presente varios tipos de coberturas. Por otra parte, estudios realizados por Tortato & Oliveira (2005) y Goulart et al. (2009) para *Leopardus guttulus*, especie similar a la oncilla, reportan preferencia por las coberturas boscosas en el sur de Brasil en donde pueden refugiarse y cazar.

Los resultados obtenidos están en concordancia con lo mencionado por Oliveira-Santos et al. (2012), quienes sugieren que de las tres especies del género *Leopardus*, la oncilla es la especie más tolerante a perturbaciones, siendo esta zona, un lugar en donde los niveles de transformación son elevados, en especial por cultivos agrícolas, los cuales transforman grandes áreas de coberturas boscosas en cultivos.

El análisis de correlación canónico muestra que las mayores abundancias se asociaron positivamente con la distancia a zonas urbanas y la altitud. La presencia de una especie exótica depredadora como los perros, los cuales están asociados a los asentamientos humanos puede estar generando un efecto sobre esta especie de tigrillo, excluyéndola a zonas más alejadas (Paschoal et

al. 2012; Zapata-Ríos & Branch 2016). Además, Payán & González-Maya (2011) reportan la cacería de esta especie por parte de las comunidades campesinas como retaliación por la depredación de aves de corral en sectores de Boyacá, situación que también se presentó en la zona de estudio (Moreno, Com. per). De igual forma, esta especie presenta una preferencia hacia los bosques montanos de niebla ubicados en las zonas más de mayor altitud (Payán & González-Maya 2011; Payan & Oliveira 2016).

El estudio realizado por Goulart et al. (2009) sobre selección de hábitat por mamíferos en Bosque Atlántico de Brasil, muestra que *Leopardus gattulus* se relaciona con lugares en donde la densidad de la cobertura es intermedia, lo cual concuerda con lo encontrado en nuestro estudio para la oncilla, en donde las abundancias se asociaron con valores intermedios de altura de dosel y cobertura de dosel. La correlación negativa entre las abundancias de la oncilla y a la distancia al borde del fragmento, se pudo relacionar al área de acción que presentan los felinos, Tortato & Oliveira (2005), pese que para esta especie el área de acción no ha sido evaluada, el área de acción reportada para *Leopardus gattulus* es de 10 km<sup>2</sup> (Kasper et al., 2016), asumimos que al ser especies similares, la oncilla presente un área de acción similar, por lo tanto, la oncilla se ve obligada a pasar de un fragmento a otro, atravesando una matriz transformada para poder suplir todos sus requerimientos de hábitat.

Por su parte, el zorro es una especie que generalmente se considera común, encontrándose distribuida en todo el territorio nacional, entre 0 a 3400 m (Solari et al., 2013), habitando ecosistemas de bosques tropicales, bosques andinos, páramos, sabanas, áreas de cultivo y ganadería, llegando incluso a registrarse en zonas urbanas y periurbanas (Delgado-V 2007, 2009, 2014; Suárez-Castro et al. 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017). Esta especie es solitaria y monógama, de hábitos crepusculares y nocturnos, presentando una dieta omnívora, en la cual incluye pequeños mamíferos, insectos, anfibios, crustáceos, aves, carroña,

frutos y semillas (Delgado-V 2002; Courtenay & Maffei 2004; Suárez-Castro et al. 2015). A pesar de ser considerada como una especie común en estudios periurbanos (Sánchez-Londoño, 2017), en nuestra área de estudio presenta bajos registros, al igual que con la oncilla, los pocos registros del zorro, podrían estar influenciados por la alta presencia de perros en la zona de estudio. Aunque la influencia de los perros sobre la distribución y uso de hábitat de fauna nativa por competencia todavía son poco conocidos (Paschoal et al., 2012), los perros son el carnívoro más común actualmente, encontrándose introducidos en todo el mundo, viviendo libres en gran parte de su rango de distribución independiente de su estatus de propiedad en especial en zonas rurales, en donde interactúan con fauna nativa actuando en ocasiones como depredadores (Vanak and Gompper, 2010). Vanak et al. (2009) encontraron que los perros domésticos ejercen un efecto negativo en el tiempo de forrajeo de los zorros salvajes de la India (*Vulpes bengalensis*), de igual forma Silva-Rodríguez et al. (2010) determinaron que los perros domésticos ejercían una presión en la distribución de los zorros nativos (*Lycalopex griseus*), Zapata-Ríos & Branch (2016) registran que en sitios con presencia de perros las abundancias relativas del zorro andino (*Lycalopex culpeus*) son mucho menores que en sitios sin registros de perros. Paschoal et al. (2012) mencionan la alta posibilidad de que se esté generando conflictos entre perros domésticos y las poblaciones de esta especie de zorro en el bosque atlántico en Brasil. Para la zona de estudio Rodríguez-León & López-Arévalo (2019) encuentran una alta abundancias en los bordes de los bosques en reservas privadas del municipio de Tabio, siendo perros de casas cercanas a las áreas naturales, por lo tanto, la abundancia de los perros podría estar influenciando a que una especie la cual se ha registrado en zonas periurbanas, en nuestro estudio tenga pocos registros y sean alejados de las zonas urbanas.

Por otro lado, algunos autores afirman que los cultivos forestales pueden proveer hábitat para algunas especies, ésta especie de zorro presenta un área de acción de entre 1 – 2.8 km<sup>2</sup>, por

lo tanto, los cultivos forestales pueden ser usadas como zonas de conexión entre fragmentos de fragmentos de bosques naturales (Maffei & Taber 2003; Brockerhoff et al. 2008; Lyra-Jorge et al. 2010; Mendoza & Sánchez 2014; Sánchez-Londoño 2017), esta especie ha sido registrado con frecuencia en este tipo de cobertura vegetal, lo cual podría indicar que esta especie se puede ver favorecida con la presencia de los eucaliptales (Sánchez-Londoño 2017). Goulart et al. (2009) comentan que la especie se distribuye en zonas con vegetación no tan densa, principalmente por sus hábitos alimenticios generalistas, lo cual concuerda con lo encontrado en nuestro estudio, en donde las abundancias se relacionaron con valores intermedios de las variables de altura de dosel y cobertura de dosel, además, en zonas con vegetación intermedia puede realizar sus actividades de cacería y encontrar refugio ante la presencia de depredadores.

A pesar de no registrarse especies de depredadores superiores como pumas (*Puma concolor*) o jaguares (*Panthera onca*) en la zona de estudio, parece que no se está generando el proceso de liberación del mesodepredador; proceso por el cual los depredadores intermedios son más frecuentes en ausencia de los depredadores superiores (Soule et al. 1988; Prugh et al. 2009), estos brotes de mesodepredadores son comunes en ambientes fragmentados, ya que los depredadores superiores tienden a requerir mayor área, además, que estos depredadores encuentren altos niveles de conflicto con el ser humano, llevando a su persecución (Prugh et al., 2009). La presencia de los perros y sus altas abundancias pueden estar supliendo en cierto modo la ausencia de los depredadores superiores, evitando que las poblaciones de mesodepredadores registradas aumenten, sin embargo, al ser una especie exótica que formar grandes grupos, puede ejercer un fuerte efecto negativo en estas poblaciones, dando como resultado, la no presencia de especies de mesodepredadores en coberturas abiertas (Zapata-Ríos & Branch 2016; Rodríguez-León & López-Arévalo 2019).

## CONCLUSIONES

A pesar de que la zona de estudio cuenta con grandes procesos de transformación por actividades antrópicas como agricultura, ganadería, proyecto minero energéticos y urbanísticos, cuenta con una biodiversidad importante y característica de las zonas altoandinas, registrando un total de cinco especies de mesodepredadores nativos, los cuales presentan diferente grado de especialización y requerimientos de hábitat. La chucha de zonas altas y el cusumbo fueron las especies que presentan las mayores abundancias, seguido de la oncilla y el zorro y por último la comadreja, estas abundancias pueden ser el resultado de la fragmentación que se genera en la zona o por las interacciones con especies domésticas, de las cuales se registraron dos especies (perros y gatos). Siendo los perros la especie que presentó las segundas abundancias más altas, motivo por los cuales, los mesodepredadores se asocian a sitios que cuenten con variables de refugio o lugares alejados a las zonas urbanas.

Las coberturas que presentan elementos arbóreos son de vital importancia para la supervivencia de las especies de mesodepredadores registradas en el presente estudio, siendo los bosques y arbustales las más importantes, de igual forma, la presencia de cultivos forestales les brinda protección a estas especies, aunque en menor medida. Sin embargo, los cultivos forestales son coberturas que por lo general son temporales, por lo tanto, es probable que en un futuro se pierdan estas coberturas y se vean afectados negativamente estas especies.

Pese a la ausencia de depredadores superiores en el área de estudio, no se está generando el proceso de liberación del mesodepredador, la presencia de una especie depredadora como los perros puede estar influyendo en mantener bajas las poblaciones de estas especies nativas y excluyéndolas a zonas alejadas y que ofrezcan mayor protección.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la alcaldía de Tabio, a los propietarios de los predios en los municipios de Tabio y Tenjo por permitir el acceso a sus predios, a ONF Andina por suministrar material cartográfico, a Bibiana Gómez por el prestamos de cámaras trampa, de igual forma agradecemos a la Universidad Nacional de Colombia y a la Convocatoria Nacional de Proyectos para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018 por la financiación parcial del proyecto y al grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia.

## LITERATURA CITADA

ARIAS-ALZATE A, CA DELGADO-V, JC ORTEGA, S BOTERO-CAÑOLA & JD

SÁNCHEZ-LONDOÑO. 2013. Presencia de *Puma yagouaroundi* (Carnivora : Felidae) para el Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Brenesia* 79:83–84.

BALAGUERA-REINA SA, A CEPEDA, D ZÁRRATE-CHARRY & JF GONZÁLEZ-MAYA.

2009. The state of knowledge of western mountain coati *Nasuella olivacea* in Colombia , and extent of occurrence in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:35–40.

BARRERA-NIÑO V & F SÁNCHEZ [online]. 2014. Forrajeo de *Didelphis pernigra*

(Mammalia: Didelphidae) en un área suburbana de la Sabana de Bogotá, Colombia. *Therya* 5:289–302.

BITETTI MS Di. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia*

*Hoy* 18:32–41.

BROCKERHOFF EG, H JACTEL, JA PARROTTA, CP QUINE & J SAYER. 2008. Plantation

forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers Conserv* 17:925–951.

BUSTAMANTE R & AA GREZ. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de

- bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11:58–63.
- CABRERA E, DM VARGAS, G GALINDO, MC GARCÍA, MF ORDÓÑEZ, LK VERGARA, et al. 2011. Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional, Escalas gruesa y fina. P. in: Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales . IDEAM. Editorial Scripto Ltda., Bogotá D.C.
- CÁCERES NC. 2000. Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. *Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 52:171–174.
- CALDERÓN-CAPOTE MC, A V ROJAS-ROJAS, C CÁRDENAS GONZÁLES & A PARDO-MARTÍNEZ. 2015. Calderón. Pp. 109–135, in: Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo (AF Suárez-Castro & HE Ramírez-Chavez, eds.). Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- CAR, CORPOGUAVIO, CONSERVACIÓN INTERNACIONAL & ONF ANDINA. 2015. Tercer informe de avance convenio No 1288 de 2014 entre CAR, CORPOGUAVIO. Conservación Internacional y ONF Andina: Componente de diagnóstico del plan de manejo de la cuenca alta del río Bogotá. Capítulo 2: Componente Biofísico.
- CAR, CORPOGUAVIO, MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE & I de I de RBA Von HUMBOLDT. 2013. Propuesta de realineación y recategorización de la Reserva Forestal Protectora Productora la Cuanca alta del Río bogotpa declarada mediante el Artículo 2° del Acuerdo 30 de 1976 aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución de 76 de 1.
- COURTENAY O & L MAFFEI. 2004. Crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766). Pp. 32–38, in: Canids: Foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan (C Sillero-zubiri, M Hoffmann & DW Macdonald, eds.). IUCN/SSC Canid specialist

- group., Gland, Siuza & Cambridge, Reino Unido.
- CROOKS KR, CL BURDETT, DM THEOBALD & C RONDININI. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Biological Sciences* 366:2642–2651.
- CRUZ-JÁCOME O, E LÓPEZ-TELLO, CA DELFÍN-ALFONSO & S MANDUJANO [online]. 2015. Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya* 6:435–448.
- CUARTAS-CALLE C & J MUÑOZ-ARANGO. 2003. Marsupiales, cenoléstidos e insectívoros de Colombia. P. in.: Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- DELGADO-V CA. 2002. Food habits and habitat of the Crab-eating fox *Cerdocyon thous* in the highlands of eastern Antioquia, Cordillera Central, Colombia. *Mammalia* 66:599–602.
- DELGADO-V CA. 2007. Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del Escorbero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas* 29:235–239.
- DELGADO-V CA. 2009. Non-volant mammals, Reserva San Sebastián-La Castellana, Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Check List* 5:1–4.
- DELGADO-V CA. 2014. Adiciones al atropellamiento vehicular de mamíferos en la vía de el Escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Revista EIA* 11:147–153.
- DUNHAM JB & BE RIEMAN. 1999. Metapopulation structure of Bull Trout: influences of physical, biotic, and geometrical landscape characteristics. *Ecological Applications* 9:642–655.
- GAMBLE RL. 1981. Distribution in Manitoba of *Mustela frenata longicauda* Bonaparte, the long-tailed weasel, and the interrelation of distribution and habitat selection in Manitoba, Saskatchewan, and Alberta. *Journal of Zoology* 59:1036–1039.
- GARROTE G, JM GIL-SÁNCHEZ & MÁ SIMÓN. 2012. The effect of attractant lures in

- camera trapping : a case study of population estimates for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*).  
European Journal of Wildlife Research 58:881–884.
- GEHRING TM & RK SWIHART. 2004. Home range and movements of long-tailed weasel in a  
landscape fragmented by agriculture. Journal of Mammalogy 85:79–86.
- GERGEL SE & MG TURNER. 2002. Learning landscape ecology: A practical guide to concepts  
and techniques. P. in.: Springer-Verlag, New York.
- GONZÁLEZ-MAYA J., F REID & K HELGEN. 2016. *Nasuella olivacea*. The IUCN Red List  
of Threatened Species.
- GOULART FVB, NC CÁCERES, ME GRAIPEL, MA TORTATO, IR GHIZONI & LGR  
OLIVEIRA-SANTOS. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian  
Atlantic Forest. Mammalian Biology 74:182–190.
- GURRUTXAGA SAN VICENTE M & PJ LOZANO VALENCIA. 2006. Efectos de la  
fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica  
territorial. Polígonos Revista de Geografía 16:35–54.
- HELMUT H. 2004. Tamaño poblacional y distribución de la comadreja de cola larga (*Mustela  
frenata*) en el humedal La Conejera, Bogotá, Colombia. Ponticia Universidad Javeriana.
- HERRERA B & B FINEGAN. 2008. La planificación sistemática como instrumento para la  
conservación de la biodiversidad, Experiencias recientes y desafíos en Costa Rica. Recursos  
Naturales y Ambiente 54:4–13.
- IDEAM [online]. 2016. La cifra de deforestación en Colombia 2015.  
<[http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-  
/asset\\_publisher/96oXgZAhhRhJ/content/la-cifra-de-deforestacion-en-colombia-2015-  
reporta-124-035-hectareas-afectada](http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset_publisher/96oXgZAhhRhJ/content/la-cifra-de-deforestacion-en-colombia-2015-reporta-124-035-hectareas-afectada)>.
- ISASI-CATALÁ E. 2011. LOS CONCEPTOS DE ESPECIES INDICADORAS ,. Interciencia

36:31–38.

JACKSON SF & KJ GASTON. 2008. Land use change and the dependence of national priority species on protected areas. *Global Change Biology* 14:2132–2138.

JARRÍN-V P. 2001. Mamíferos en la Niebla Otonga, un bosque nublado del Ecuador. P. in.: Imprenta Mariscal, Quito.

JIMÉNEZ-ALVARADO JS, C MORENO-DÍAZ, AF ALFONSO, A GIORDANO, I. M VELAVARGAS, DA GOMEZ-HOYOS, et al. 2017. Ciudades biodiversas : mamíferos medianos de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, D.C., Colombia. *Mammalogy Notes* 4:37–41.

JORDANO P, C GARCIA, J a GODOY & JL GARCIA-CASTANO [online]. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:3278–3282.

KASPER CB, A SCHNEIDER & TG OLIVEIRA. 2016. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76:228–232.

LAMBECK RJ. 1997. Focal Species : A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11:849–856.

LIÉVANO-LATORRE LF & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2015. Comunidad de mamíferos no voladores en un área periurbana andina, Cundinamarca, Colombia. *Acta Biológica colombiana* 20:193–202.

LIMA SL & PA ZOLLNER. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *TREE* 11:131–135.

LIRA-TORRES L & M BRIONES-SALAS. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de Los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca , México. *Acta Zoologica Mexicana* 28:566–585.

- LÓPEZ-ARÉVALO HF, OL MONTENEGRO-DIAZ & A CADENA. 1993. Ecología de los pequeños mamíferos de la reserva biológica Carpanta, en la cordillera oriental colombiana. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28:193–210.
- LÓPEZ-BARRAGAN CN & F SÁNCHEZ. 2017. Food selection and predation risk in the Andean white-eared opossum (*Didelphis pernigra* Allen , 1900 ) in a suburban area of Bogotá , Colombia. *Mammalian Biology* 86:79–81.
- LYRA-JORGE MC, MC RIBEIRO, G CIOCHETI, L REVERBERI TAMBOSI & VR PIVELLO. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56:359–368.
- MACKEY BG & DB LINDENMAYER [online]. 2001. Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography* 28:1147–1166.
- MAFFEI L, E CUELLAR & AJ NOSS. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco- Chiquitanía. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental* 11:55–65.
- MAFFEI L & AB TABER. 2003. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon Thous*, En Un Bosque Seco. *Mastozoología Neotropical* 10:154–160.
- MARES MA & KA ERNEST. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Journal of Mammalogy* 76:750–768.
- MASSOIA E, JC CHEBEZ & A BOSSO. 2012. Los mamíferos silvestres de la provinci de Misiones, Argentina. P. in.: Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires.
- MENDOZA L & F SÁNCHEZ. 2014. Mamíferos de la hacienda Las Mercedes, un área rural al norte de Bogotá, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 18:157–171.
- MERCADO NI & RB WALLACE. 2010. Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias

- para su conservación. *Tropical Conservation Science* 3:200–217.
- MESA-GOZÁLEZ E. 1997. Rango de Acción, uso del hábitat y anotaciones sobre el conocimiento popular del chucuro (*Mustela frenata*) en una zona de el Tambo, Cauca. Universidad Nacional de Colombia.
- MILLER BJ, HJ HARLOW, TS HARLOW, D BIGGINS & WJ RIPPLE. 2012. Trophic cascades linking wolves (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*), and small mammals. *Canadian Journal of Zoology* 90:70–78.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). 1997. Resolución No. 0138.
- MONTENEGRO-CALDERÓN LM [online]. 2001. Dinámica temporal y espacial de la fragmentación del bosque nativo en el sur de Chile. *Colombia Forestal* 7:71–84.
- MORALES-MARTÍNEZ DM, AF SUAREZ-CASTRO, C CÁRDENAS-CASTRO & C FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ. 2014. Familia Procyonidae. Pp. 136–164, in: Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. *Guía de Campo* (AF Suárez-Castro. & HE Ramírez-Chaves, eds.). Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- NAOKI K, MI GÓMEZ, RP LÓPEZ, RI MENESES & J VARGAS. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41:65–78.
- NOWELL K & P JACKSON. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN:110–113.
- OLIVEIRA-SANTOS LGR, ME GRAIPEL, MA TORTATO, CA ZUCCO, NC CÁCERES & FVB GOULART [online]. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia* 29:115–120.

- OLIVEIRA TG de, MA TORTATO, LB de ALMEIDA, CB de CAMPOS & B de M  
BEISIEGEL. 2013. Avaliação do risco de extinção do Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 31:56–66.
- PALACIO RD, AA MUÑOZ-LONDOÑO & H MANTILLA-MELUK. 2014. Primeros registros de la comadreja de cola larga *Mustela frenata* (Carnivora: Mustelidae) para el departamento del Quindío, Andes Centrales de Colombia. Revista Biodiversidad Neotropical 4:170–176.
- PARSONS AW, CT ROTA, T FORRESTER, MC BAKER-WHATTON, WJ MCSHEA, SG SCHUTTLER, et al. 2019. Urbanization focuses carnivore activity in remaining natural habitats, increasing species interactions. Journal of Applied Ecology:1–11.
- PASCHOAL AMO, RL MASSARA, JL SANTOS & AG CHIARELLO. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. Mammalia 76:67–76.
- PAYÁN E & JF GONZÁLES-MAYA. 2011. Distribución geográfica de la Oncilla (*Leopardus tigrinus*) en Colombia e implicaciones para su conservación. Revista Latinoamericana de Conservación 2:51–59.
- PAYAN E & T OLIVEIRA. 2016. *Leopardus tigrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- PERERA A. 2002. Los mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamérica. P. in.: El Ateneo, Buenos Aires, Argentina.
- PRUGH LR, CJ STONER, CW EPPS, WT BEAN, WJ RIPPLE, AS LALIBERTE, et al. 2009. The rise of the mesopredator. BioScience 59:779–791.
- RAMÍREZ-MEJÍA AF & F SÁNCHEZ [online]. 2016. Activity patterns and habitat use of mammals in an andean forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 27:1–7.

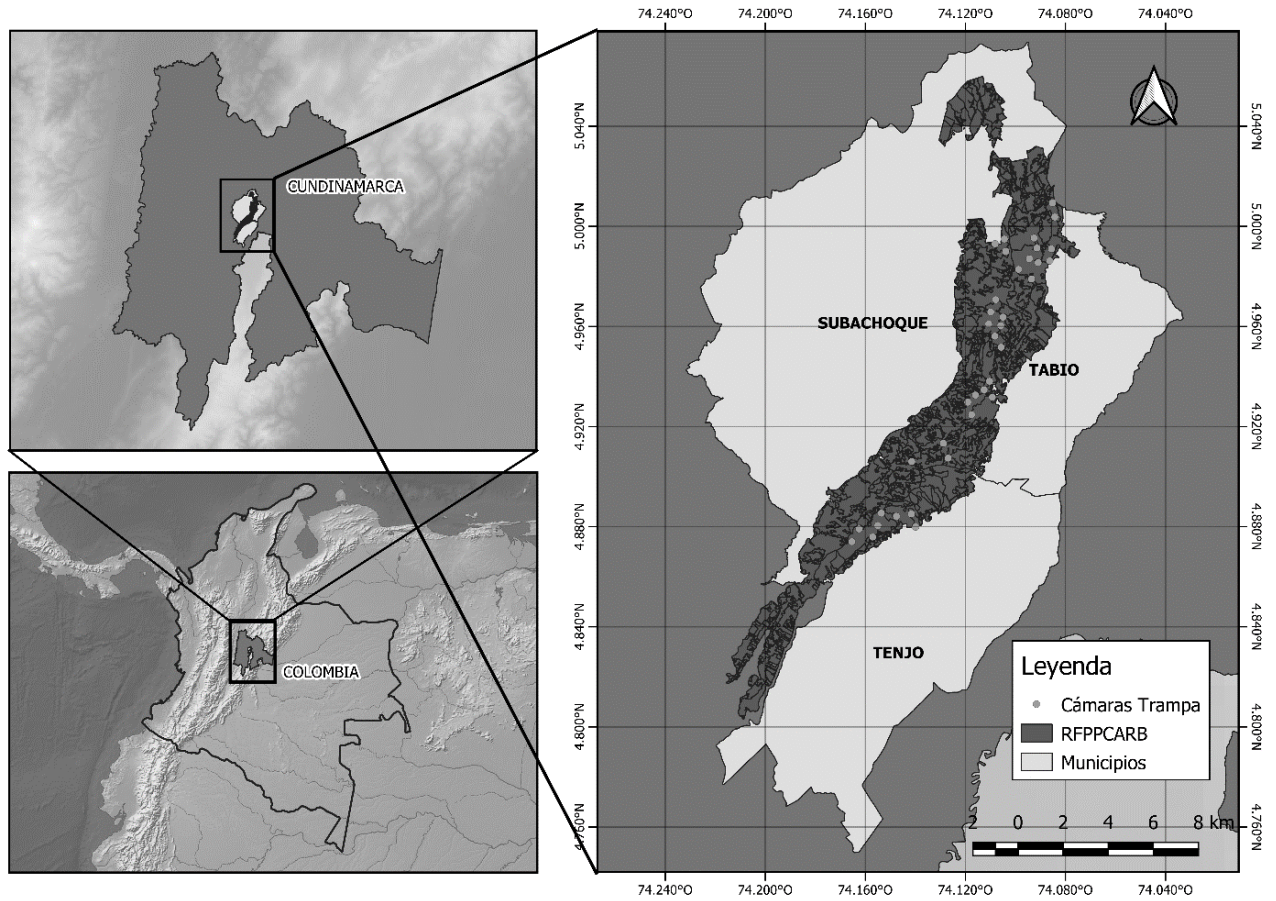
- RODRÍGUEZ-CALDERÓN YC, FM CONTRERAS-MORENO, EC SEGURA-BERTTOLINI, P BAUTISTA-RAMÍREZ & D JESÚS-ESPINOSA. 2018. Análisis del conflicto entre la fauna silvestre y productores rurales en dos comunidades de Balancán, Tabasco, México. *Agroproductividad* 11:51–59.
- RODRÍGUEZ-LEÓN DS & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2019. Variación de la abundancia relativa de perros en un gradiente de presencia humana en dos reservas (Tabio, Cundinamarca). *Acta biológica Colombiana* 24:379–390.
- RODRÍGUEZ-M J V, M ALBERICO, F TRUJILLO & J JORGENSON. 2006. Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. P. in.: Conservación Internacional Colombia & Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial., Bogotá D.C.
- ROEMER GW, ME GOMPPER & B VAN VALKENBURGH. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59:165–173.
- RUÍZ TL, GJ OTERO, DP RAMÍREZ-A & OL TRESPALACIOS-G. 2008. Biodiversidad y conectividad ecológica en la localidad de Suba. P. in.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C - Colombia.
- RYALL KL & L FAHRIG [online]. 2006a. Response of Predators To Loss and Fragmentation of Prey Habitat : a Review of Theory. *Ecology* 87:1086–1093.
- RYALL KL & L FAHRIG. 2006b. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: A review of theory. *Ecology* 87:1086–1093.
- SÁNCHEZ-LONDOÑO JD. 2017. Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (Carnivora) en un paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia. Universidad Nacional de Colombia.
- SÁNCHEZ F, K OSBHAR, N CONSTANZA-GÓMEZ, MF PATIÑO, J NIÑO, G BABADILLA, et al. 2010. Mamíferos pequeños. Pp. 173–185, in: Instituto de estudios

- urbanos, Proyecto corredor borde norte Bogotá, Fase I. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- SÁNCHEZ F, P SÁNCHEZ-PALOMINO & A CADENA. 2008. Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in andean forest and reforestations with andean alder: a preliminary analysis. *Caldasia* 30:197–208.
- SÁNCHEZ FA & M ALVEAR. 2003. Comentarios sobre el uso de hábitat , dieta , y conocimiento popular de los mamíferos en un bosque andino de Caldas, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 7:121–144.
- SANTOS T & JL TELLERÍA [online]. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat : efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15:3–12.
- SHEFFIELD SR & HH THOMAS. 1997. *Mustela frenata*. *Mammalian Species* 570:1–9.
- SILVA-RODRÍGUEZ EA, GR ORTEGA-SOLÍS & JE JIMÉNEZ. 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology* 35:765–777.
- SOLARI S, Y MUÑOZ-SABA, J V RODRÍGUEZ-MAHECHA, TR DEFLER, HE RAMÍREZ-CHAVES & F TRUJILLO. 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20:301–365.
- SOULE ME, DT BOLGER, AC ALBERTS, J WRIGHT, M SORICE & S HILL. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2:75–92.
- SUÁREZ-CASTRO AF & HE RAMÍREZ-CHAVES. 2015. Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo. P. in: Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.

- SWIHART RK, Z FENG, NA SLADE, DM MASON & TM GEHRING. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator-prey metapopulation model. *Journal of theoretical biology* 210:287–303.
- TIRIRA DG. 2008. Mamíferos de los bosques húmedos del noroccidente de Ecuador. P. in.: Edición Murciélago Blanco y Proyecto PRIMENET, Quito.
- TORTATO MA & TG OLIVEIRA [online]. 2005. Ecology of the Oncilla (*Leopardus tigrinus*) at Serra do Tabuleiro State Park, southern Brazil. *Cat News* 42:28–30.
- VALENZUELA D & G CEBALLOS [online]. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a mexican tropical dry forest. *Journal of Mammalogy* 81:810–819.
- VANAK AT & ME GOMPPER. 2010. Interference competition at the landscape level: The effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology* 47:1225–1232.
- VANAK AT, M THAKER & ME GOMPPER. 2009. Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64:279–287.
- VELADO-CANO MA. 2014. Uso y preferencia de hábitat del “Pezote” (*Nasua narica*), en el Parque Nacional el Imposible, sector San Benito, departamento de Ahuachapán, El Salvador. Universidad de El Salvador.
- WALLACE RB, H GÓMEZ, ZR PORCEL & DI RUMIZ. 2010. Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia. P. in.: Fundación Simón I. Patiño, Santa Cruz.
- YAHNER RH & CG MAHAN. 1997. Behavioural considerations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 11:569–570.

ZAPATA-RÍOS G & LC BRANCH [online]. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16. Elsevier Ltd.

ZUÑIGA H, JR RODRÍGUEZ & A CADENA. 1988. Densidad de población de pequeños mamíferos en dos comunidades del bosque Andino. *Acta Biológica colombiana* 1:85–93.

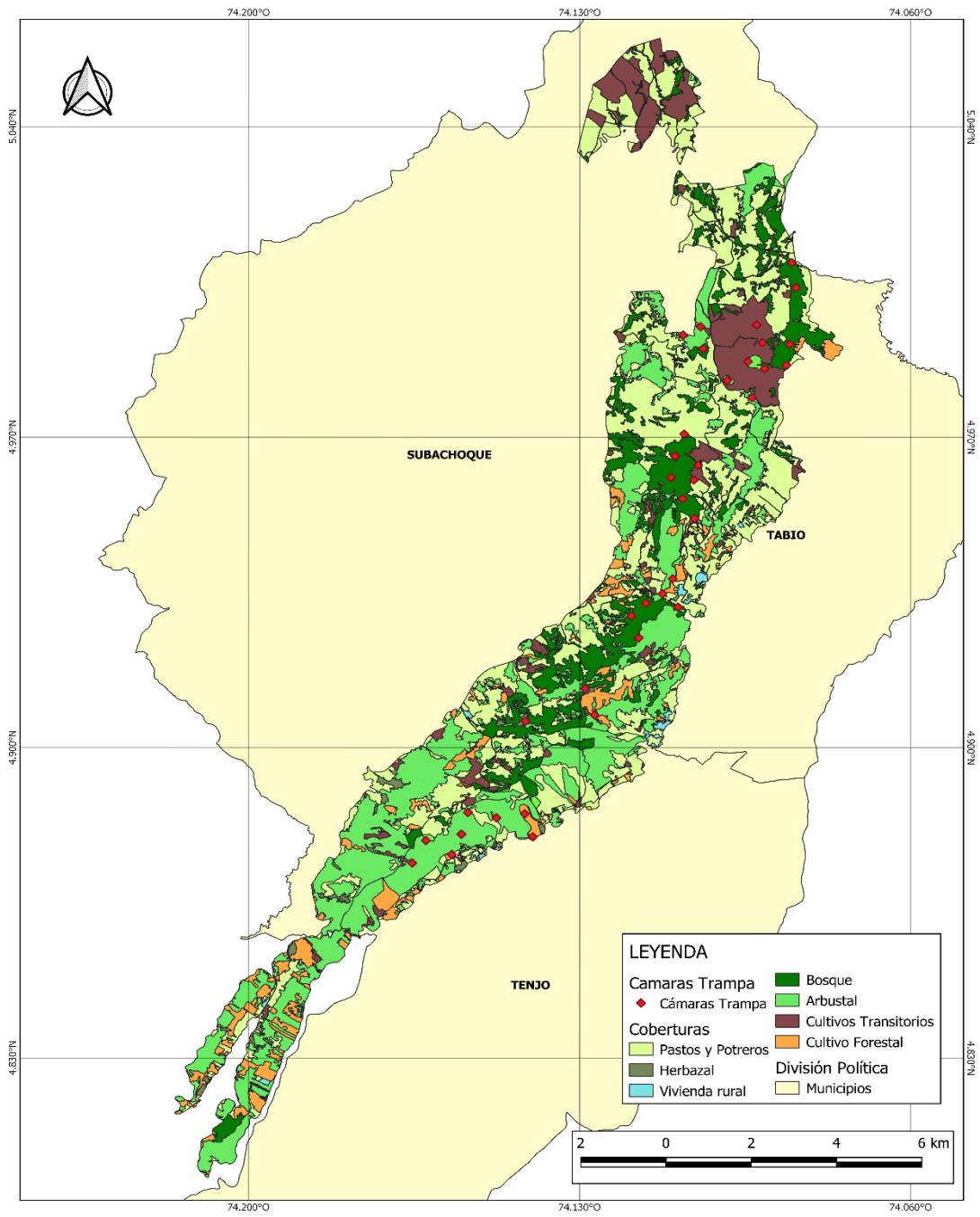


**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio, fragmento perteneciente a la reserva Forestal productora protectora cuenca alta del río Bogotá, limitando entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.

<b>Escala</b>	<b>Covariable</b>	<b>Descripción</b>
<b>Nano-Escala</b>	1. Cobertura de Escape (CE).	Para la medición de la Cobertura de escape se modificó el método descrito por Griffith & Youtie (1988) para ciervos. Este consistió en colocar una regla de 1 m pintada alternadamente cada 20 cm (blanco y negro), y se registró el número de secciones que cubre la vegetación.
	2. Cobertura de dosel (CD).	La Cobertura de dosel se midió mediante un densitómetro forestal casero.
	3. Altura de dosel (AD).	La altura del dosel se estimó dividiendo el árbol por mitad y midiendo la mitad por medio de una vara medida.
	4. Pendiente (Pend).	La pendiente se midió en cada transecto de la estrella azimut, tomando la altitud del punto central de la estrella azimut y la altitud de cada uno de los puntos extremos, se empleó la fórmula:  $P = \frac{\text{Diferencia de alturas}}{\text{Distancia horizontal}} \times 100$ <p>Y se promediaron las Pendientes de cada estrella.</p>
	5. Abundancia relativa de presas potenciales.	Se calculó el índice de abundancia relativa para las posibles presas registradas en cada punto de muestreo.
	6. Riqueza de mesodepredadores por sitio.	Número de especies de mesodepredadores registrados en cada punto de muestreo.
	7. Altura (Alt).	Se tomó la altura del punto central de la estrella por medio de un GPS Garmin etrex 10.
<b>Meso-Escala</b>	8. Distancia de la cámara al cuerpo de agua más cercano (DA).	Se realizaron por medio de SIG y cartografía a escala 1:10.000.
	9. Distancia de la cámara a la zona urbana más cercana (DU).	
	10. Distancia de la cámara al borde de la cobertura (DB).	
	11. Distancia de la cámara a la vía más cercana (DC).	
	12. Índice de Shannon evenness (SHEI)	Éste índice evalúa la composición del paisaje, tomando valores de 0 (paisaje dominado por una cobertura) a 1 (proporción de cada cobertura es equitativa).  $SHEI = \frac{-\sum [p_i * \ln(p_i)]}{\ln(S)}$ <p>Siendo S el número de coberturas presentes y pi la proporción de la cobertura i.</p>

**Tabla 1.** Variables medidas para realizar la caracterización del hábitat de los mesodepredadores en el área noroccidental de la RFPP Cuenca Alta del Río Bogotá, municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.

**MAPA DE COBERTURAS 1:10.000 RFPP CUENCA ALTA RÍO BOGOTÁ,  
MUNICIPIOS DE TABIO, TENJO Y SUBACHOQUE**



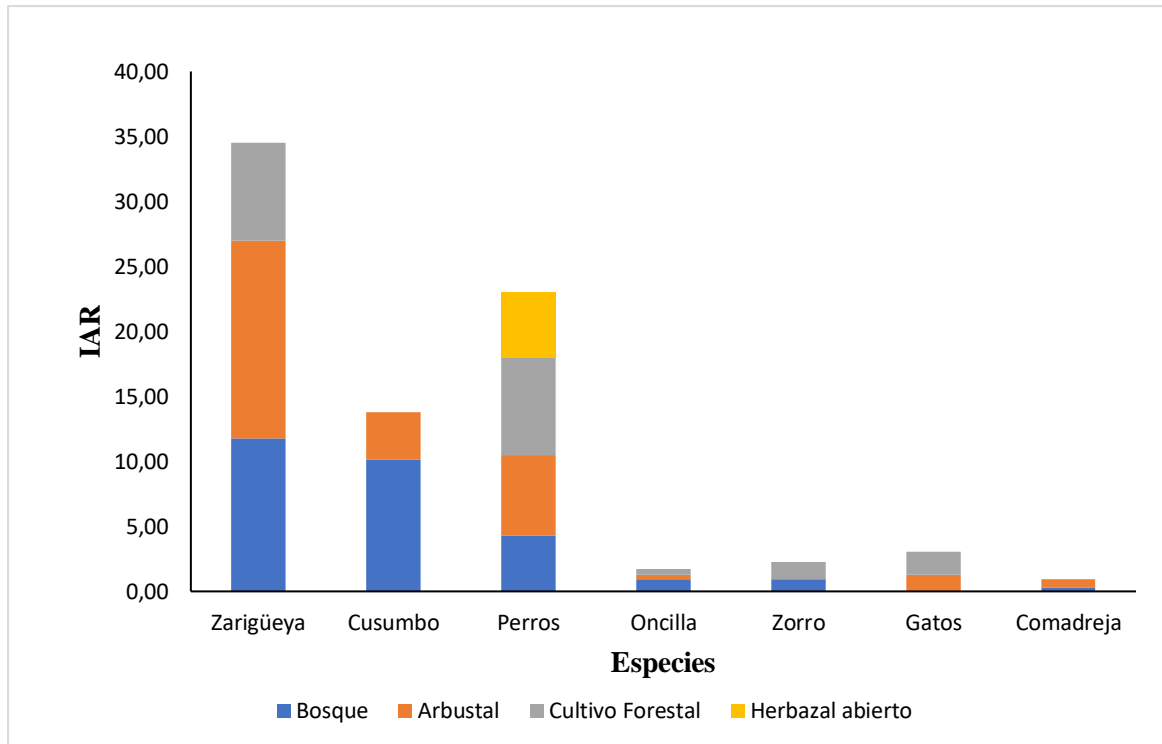
**Figura 2.** Mapa de las coberturas vegetales presentes en el área noroccidental de la RFPP Cuenca Alta del Río Bogotá, municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque



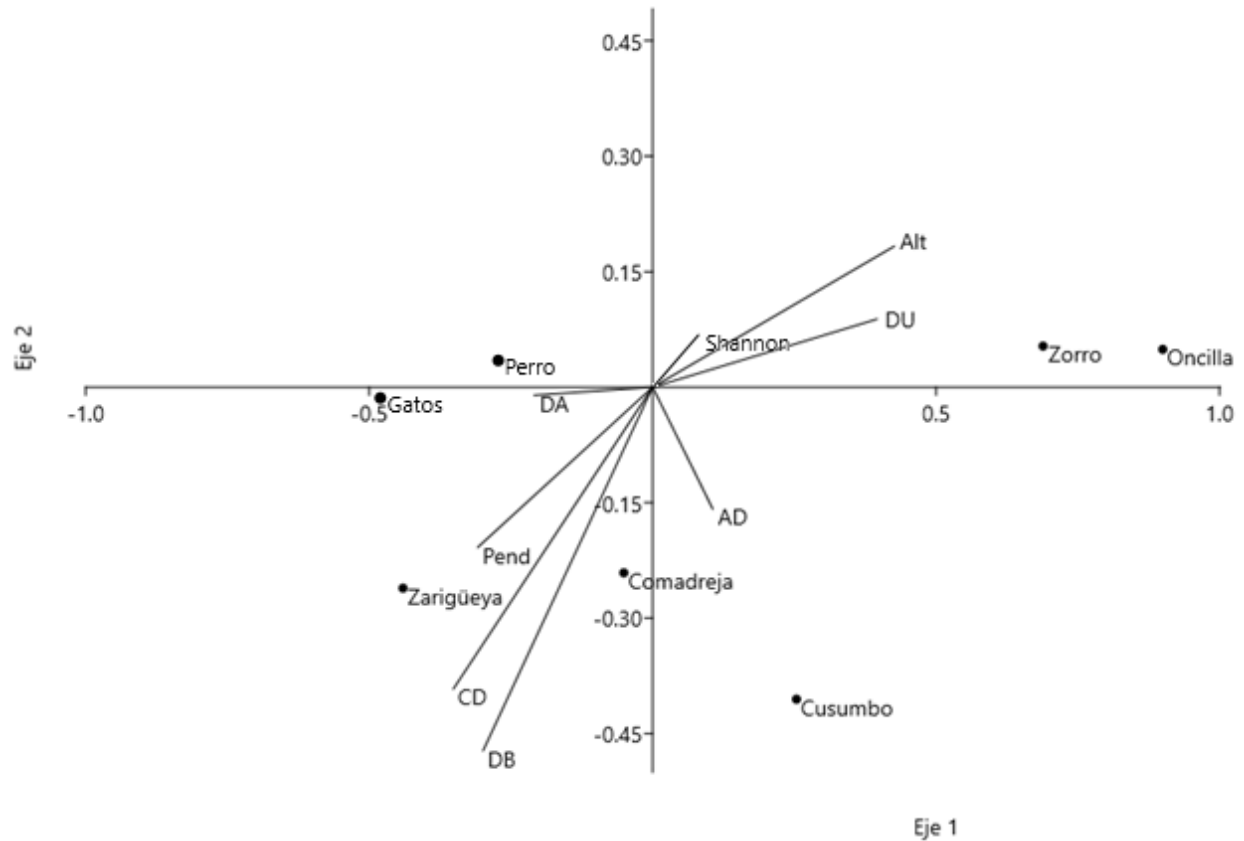
**Figura 3.** Especies de mamíferos medianos registrados en el área noroccidental de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (Municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque). (A) Oncilla, (B) Zorro, (C) Cusumbo (D) Chucha (E) Comadreja (F y G) Perro (H) Gato.

<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>n</b>	<b>IAR</b>
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis pernigra</i>	187	12.22
Carnívora	Canidae	<i>Canis lupus</i>	92	6.01
		<i>Cerdocyon thous</i>	9	0.58
		<i>Leopardus tigrinus</i>	9	0.58
	Felidae	<i>Felis silvestris</i>	12	0.78
	Mustelidae	<i>Mustela frenata</i>	6	0.39
	Procyonidae	<i>Nasuella olivacea</i>	87	5.68

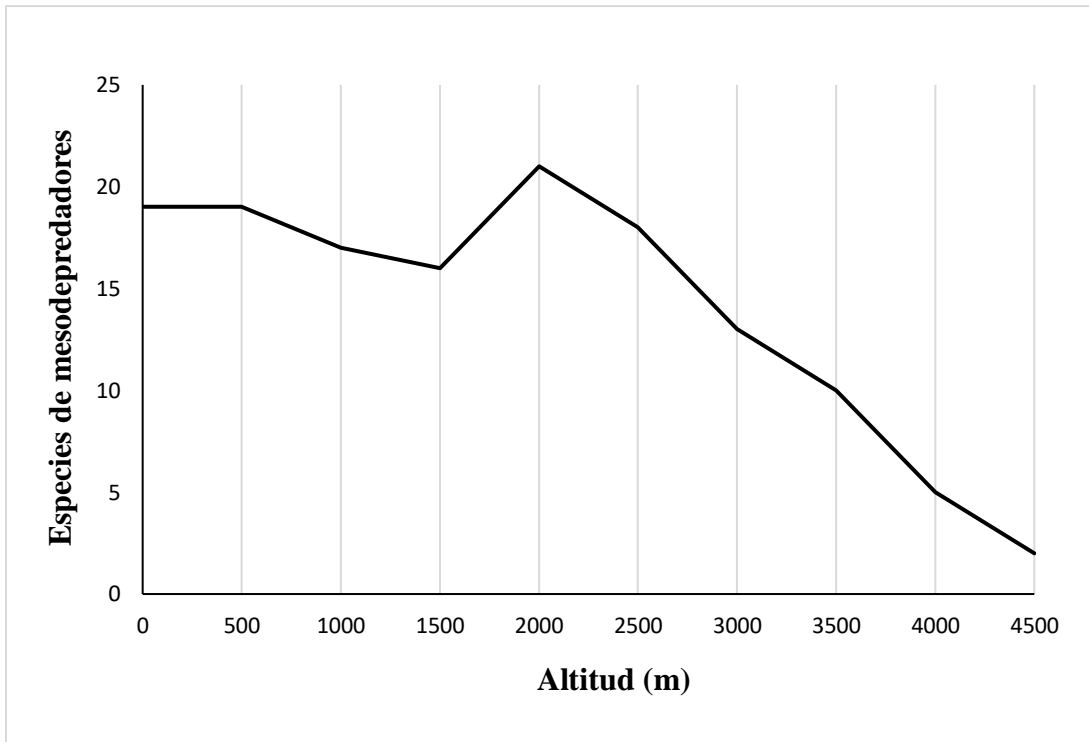
**Tabla 2.** Listado de especies de mamíferos registrados en la zona de estudio, por medio del foto-trampeo, con sus respectivos valores de Abundancia relativa =IAR, n = número de registros obtenidos para cada especie.



**Figura 4.** Índice de Abundancia Relativa (IAR) de las especies de mesodepredadores por cobertura vegetal muestreada.



**Figura 5.** Variables de hábitat que se relacionan con las Abundancias relativas de las especies de mesodepredadores. AD = Altura de dosel, CD = Cobertura de dosel, DA = Distancia al cuerpo de agua más cercano, DB = Distancia al borde del fragmento, DU = Distancia a la zona urbana más cercana, Pend = Pendiente, Alt = Altitud, Shannon = Índice de Shannon por coberturas.



**Figura 6.** Número de especies de mesodepredadores en Colombia según la altitud.

<b>Especie</b>	<b>Dieta</b>	<b>Biomasa</b>	<b>Área de acción</b>	<b>O. social</b>	<b>C. conservación</b>
Chucha	Omnívora	1 kg	2.3 ha	Solitaria	LC
Cusumbo	Omnívora (insectívora)	1.3 kg	11.3 ha	Social	NT
Comadreja	Carnívora	0.19 kg	116 ha	Solitaria	LC
Oncilla	Carnívora	2.2 kg	1000 ha	Solitaria	VU
Zorro	Omnívora	5.7 kg	280 ha	Solitaria	LC

**Tabla 3.** Características de las especies de mesodepredadores registradas.

## **Artículo 2. OCUPACIÓN Y PATRONES DE ACTIVIDAD DE LA CHUCHA DE TIERRAS ALTAS Y EL CUSUMBO EN EL NOROCCIDENTE DE CUNDINAMARCA, COLOMBIA**

**Juan Sebastian Jimenez-Ramirez<sup>1</sup>, Hugo Fernando López-Arévalo<sup>1</sup>, Bibiana Gómez<sup>1</sup>.**

Grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.

### **RESUMEN**

Se evaluó la ocupación de la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*) y el cusumbo (*Nasuella olivacea*) en función de covariables de hábitat a dos escalas y sus patrones de actividad en la zona noroccidental de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá. Para esto se instalaron 37 cámaras trampa por un periodo de 45 días, las cámaras se separaron mínimo 500 m entre ellas. La covariable que se asoció con la probabilidad de detección ( $p$ ) de la chucha de tierras altas fue la pendiente y para el cusumbo fue la altitud, la ocupación ( $\psi$ ) de las dos especies se asoció con la cobertura de dosel y con la distancia al borde. Por último, la chucha y el cusumbo presentaron actividad principalmente nocturna y nocturna, evitando las horas más activas de los perros.

**Palabras clave:** Mesodepredadores, fragmentación, hábitat, foto-trampeo, *Didelphis pernigra*, *Nasuella olivacea*.

### **INTRODUCCIÓN**

La creciente intensidad del uso del suelo por parte del ser humano ha llevado a la transformación de las áreas naturales, dejando tras sí, mosaicos de fragmentos de hábitats separados por matrices de paisajes, algunas veces con un alto grado de degradación (Primack and Ros 2002; Fahrig, 2003). Ésta transformación representa la amenaza directas más importantes

para los mamíferos, siendo la agricultura la principal actividad humana responsable de éstos cambios (Tilman et al. 2017; Zapata-Ríos and Branch 2018). Además de los cambios generados en las zonas naturales por las actividades antrópicas, la sola presencia del ser humano puede generar un gran temor en la fauna silvestres, pudiendo generar cambios en la ocupación de los sitios y ajustar sus patrones de actividad para evitar el contacto con los humanos (Frid and Dill 2002; Gaynor et al. 2018).

Hoy en día, los estudios enfocados a conocer las interacciones entre los animales y su entorno son una herramienta de gran valor para la gestión de la vida silvestre y su conservación en hábitats fragmentados (Balestrieri et al. 2009). Sin embargo, para el caso de muchas especies de mamíferos depredadores que son susceptibles directa e indirectamente a la estructura y dinámica de sus hábitats (Torre et ál. 2003), el cuantificar los parámetros bióticos y abióticos que influyen en la selección que estos hacen de su entorno se vuelve una tarea compleja dado el carácter críptico y/o nocturno de la mayoría de estas especies, sumado a que en la mayoría de los casos se requiere elevadas inversiones de tiempo y dinero (Gallant et al. 2007, Balestrieri et al. 2009).

Para estudiar animales que presentan características crípticas y hábitos nocturnos surge como alternativa el uso del foto-trampeo; desde sus primeros usos en 1890, los avances en tecnología y disminución de costos han hecho que las cámaras trampa sean una herramienta indispensable en estudios de biodiversidad y estimaciones poblacionales (Delgado-V 2009; Arias-Alzate et al. 2011; Díaz-Pulido & Payán Garrido 2012; Liévano Latorre & López Arévalo 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017; Pacheco-Jaimes et al. 2018). Sin embargo, debido a la dificultad de obtener estimaciones poblacionales en escenarios como áreas grandes, diferenciar individuos u obtener datos de captura-recaptura; medir la probabilidad de ocupación de un sitio por una especie determinada a partir de datos de presencia o ausencia surge

como alternativa, además, que pueden ser incluidas las potenciales relaciones entre la probabilidad de ocupación y características del hábitat (Mackenzie et al. 2002; Mackenzie and Royle 2005; Royle, Nichols, and Kéry 2005; Friedman 2017).

Por otro lado, estudios realizados en zonas periurbanas evidencian la importancia de la preservación de los relictos boscosos persistentes para la biodiversidad (Helmut 2004; Mendoza and Sánchez 2014; Liévano-Latorre and López-Arévalo 2015; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017). Para la zona de estudio se han reportado un total de 18 especies de mamíferos nativos (Liévano-Latorre and López-Arévalo 2015; Jimenez-Ramirez and López-Arévalo sin publicar), de los cuales cinco son considerados especies de mesodepredadores (Jimenez-Ramirez and López-Arévalo sin publicar), siendo los mesodepredadores especies de depredadores pequeños o medianos ( $\leq 15$  kg), estas especies juegan un rol fundamental en las interacciones tróficas de los ecosistemas, ya que superan en riqueza de especies a los depredadores superiores, siendo especies solitarias, sociales, frugívoras a hipercarnívoras, especialistas en el tipo de hábitat o generalistas, llegando al punto de vivir en cercanía del ser humano (Bitetti 2008; Roemer, Gompper, and Van Valkenburgh 2009).

Dos de las especies con mayores registros reportadas por Jimenez-Ramirez and López-Arévalo (datos sin publicar) para la zona de estudio son la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*) y el cusumbo (*Nasuella olivacea*), siendo la chucha una especie considerada como generalista, la cual puede aprovechar los recursos que ofrece una matriz transformada, considerado visitante recurrente en zonas suburbanas, categorizada por la UICN como preocupación menor debido a que tiene una distribución generalizada, se asume que presenta un tamaño poblacional grande en toda su distribución, encontrándose en muchas áreas protegidas y no presenta amenazas importantes (Cáceres 2000; Jarrín-V 2001; Cuartas-Calle and Muñoz-Arango 2003; Barrera-Niño and Sánchez 2014; Pérez-Hernandez et al. 2016), por otro lado, el

cusumbo es una especie categorizada por la UICN como casi amenazada debido a que se sospecha que sus poblaciones han disminuido considerablemente, pese a que esta especie tolera perturbaciones en el hábitat, requiere hábitats boscosos para su supervivencia y aproximadamente el 20% de su hábitat ha sido transformado generando aislamiento entre las poblaciones, además, la muerte ocasionada por perros y carreteras son factores potenciales para la disminución de sus poblaciones (Sánchez and Alvear 2003; Morales-Martínez et al. 2014; González-Maya, Reid, and Helgen 2016; Sánchez-Londoño 2017), estas dos especies son características de los Andes, presentando diferentes requerimientos de hábitat y por lo tanto creemos que las actividades antrópicas en las áreas naturales afectarían de forma diferente a las poblaciones de estas dos especies, el objetivo del presente estudio es identificar las covariables de hábitat que están asociadas a la ocupación y evaluar los patrones de actividad de la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*) y el cusumbo (*Nasuella olivacea*) en una zona con alto grado de transformación antrópica, como lo es el fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### Zona de estudio

Los muestreos fueron realizados en el fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB), ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque (Fig. 1). La RFPPCARB, fue creada en 1976 con una extensión de 245.147 ha, siendo el principal conector de la estructura ecológica regional de la Cuenca del Río Bogotá, conteniendo ecosistemas de páramo y bosque alto andino, en donde se pueden encontrar especies de flora y fauna endémicas y amenazadas, además de ser zona de recarga hídrica de la cuenca, lo que beneficia a muchas poblaciones rurales por la obtención de agua para sus necesidades básicas (CAR et al. 2015; Liévano Latorre & López Arévalo 2015). Sin embargo, en el momento en el

que realizaron la delimitación de la Reserva existían en su interior áreas clasificadas como suelo urbano y zonas de expansión urbana, por lo tanto, la Reserva se realinderada en el 2014, dando como resultado un área de 94.161 ha. Además de esta reducción, en la reserva se presentan diferentes actividades antrópicas como agricultura, ganadería, proyectos minero-energéticos y urbanización (Cámara de Comercio de Bogotá, 2015).

La zona muestreada se encuentra a una distancia de 50 km de la capital del país, con un gradiente altitudinal que va de los 2569 msnm a los 3500 msnm, una precipitación que oscila entre 800 y 1000 mm, una temperatura media anual de 13°C y una humedad promedio de 75.1%. La zona de estudio presenta una alta heterogeneidad del paisaje, en donde se pueden encontrar diferentes coberturas como bosque (1291.37 ha), arbustal (2665.25 ha), herbazal (82.97 ha), pastos y potreros (3039.75 ha), cultivos transitorios (785.44 ha), cultivos forestales (580.86 ha) y vivienda rural (44.40 ha), convirtiéndola en un mosaico formado por sistemas productivos y coberturas naturales con distintos grados de conservación

### Colecta de datos

Entre los meses de agosto de 2017 y junio de 2018 se instalaron 37 cámaras-trampa Bushnell E2 y E3 en predios pertenecientes a la alcaldía de Tabio y algunos predios privados. Las cámaras trampa se distanciaron entre sí mínimo 500 m según lo recomendado por Tortato and Oliveira (2005). Las cámaras se ubicaron a una altura de entre 40 y 50 cm del suelo, georreferenciándose cada cámara por medio de un GPS GARMIN *etrex* 10, algunas cámaras se programaron en modo video de 10 s de duración y otras en modo fotografía, tomando tres fotografías cada vez que se activaba el sensor, estando activas las 24 h del día durante un periodo de 45 días en cada sitio, dando un esfuerzo de muestreo total de 1665 cámaras/noche. La zona de estudio cuenta con diferentes tipos de coberturas, de las cuales se muestrearon el bosque, arbustal, cultivos forestal y herbazal (ver artículo 1).

## Variables de hábitat

Para conocer la relación de las variables de hábitat con la ocupación y detección de las dos especies de mesodepredadores, se realizaron mediciones de variables a nivel de nano-escala y meso-escala. Para la medición de las variables a nano-escala se realizaron tres transectos de cinco metros de longitud a partir de cada cámara trampa, dirigidos a 0°, 120° y 240° de azimut respectivamente, al final de cada transecto se midió la cobertura de escape (CE), altura del dosel (AD), cobertura de dosel (CD y la pendiente (Pend), también se calculó la abundancia relativa de perros, la abundancia relativa de los depredadores, la abundancia relativa del cusumbo para incluirla en el modelo de ocupación de la chucha y la abundancia relativa de la chucha para incluirla en el modelo de ocupación del cusumbo.

Las variables a nivel de meso-escala se tomaron usando cartografía de las coberturas de la zona de estudio a escala 1:10.000 suministrada por la organización Onf-Andina y empleando el software de Sistemas de Información Geográfico QGIS 3.6 (QGIS Development Team, 2019). Las variables medidas fueron la distancia de la cámara al cuerpo de agua más cercano (DA), distancia de la cámara al camino más cercano (DC), distancia de la cámara a la zona urbana más cercana (DU) y distancia de la cámara al borde (Tabla 1).

Se probó la normalidad de todas las variables empleando la prueba de Shapiro-Wilk y se estandarizaron, por último, se aplicó una prueba de correlación de Spearman con el fin de evaluar si existía multicolinealidad entre las variables, eliminando las que presentaban correlación significativa.

## Análisis de datos

### *Ocupación*

Con los registros obtenidos de presencias y ausencias de las dos especies realizamos modelos de ocupación para cada especie en una temporada de muestreo en función de covariables

de hábitat asociadas a los sitios (Friedman, 2017), empleando el paquete “*Unmarked*” (Fiske and Chandler, 2011) ejecutado en el software R (Versión 3.4.2). Los modelos de ocupación funcionan a través de regresiones logísticas, generando modelos corregidos por la detección imperfecta, es decir, que la especie esté presente pero no sea detectada (Mackenzie et al. 2002; Royle, Nichols, and Kéry 2005). Modelando las probabilidades de las observaciones resultantes de los muestreos es posible estimar simultáneamente los parámetros de ocupación ( $\Psi$ ) y detección ( $p$ ) junto con las potenciales relaciones entre estos parámetros y factores asociados como características de hábitat (Mackenzie et al. 2002; Royle, Nichols, and Kéry 2005; Friedman 2017).

Para esto, primero se modeló la probabilidad de detección ( $p$ ) con las covariables seleccionadas (Tabla 1), manteniendo la probabilidad de ocupación ( $\Psi$ ) constante, seguido a esto, se modeló la probabilidad de ocupación ( $\Psi$ ) junto con el mejor modelo de detección ( $p$ ). Para la selección del mejor modelo tanto de detección como de ocupación se empleó el criterio de selección de Akaike (AIC) y un delta AIC de al menos dos unidades entre el primer y segundo modelo, en los casos en los que no se obtuvo un mejor modelo, se realizó un modelo promedio con los mejores y se seleccionó la covariable que más influía, por último, se evaluó el ajuste del modelo global mediante la prueba Chi-cuadrado con 5000 repeticiones (MacKenzie and Bailey, 2004).

### *Patrones de Actividad*

Para obtener los patrones de actividad se emplearon registros independientes de la chucha de tierras altas (*Didelphis pernigra*) y el cusumbo (*Nasuella olivacea*), también se obtuvo el patrón de actividad de los perros (*Canis lupus*) con el fin de analizar si existe alguna relación entre ésta especie y los patrones de actividad de las especies de mesodepredadores, siendo los perros una especie doméstica que puede ejercer impactos negativos sobre las especies de

mesodepredadores nativas (Zapata-Ríos and Branch, 2016). Se consideraron como registros independientes cuando existía una diferencia de al menos tres horas entre registros.

Se emplearon tres categorías de clasificación de los patrones de actividad propuestas por Ávila-Nájera et al. (2016): diurno (8:00 h – 18:00 h), nocturno (20:00 h – 6:00 h) y crepuscular (6:00 h – 8:00 h y 18:00 h – 20:00 h). Para la clasificación de las especies, se empleó el criterio utilizado por Gómez et al. (2005) clasificándose en especies diurnas cuando más del 85% de las observaciones fueron de día, principalmente diurnas cuando se obtuvieron entre el 65% y 85% de las observaciones en el día, principalmente nocturnas cuando se obtuvieron entre el 65% y 85% de los registros en horas de la noche y nocturnas cuando se obtuvieron más del 85% de las observaciones en horas de la noche.

Para evaluar el traslape en los patrones de actividad se estimó el coeficiente de traslape ( $\Delta$ ), el cual presenta un valor entre 0 cuando no hay traslape a 1 cuando hay un traslape total (Ridout and Linkie, 2009) y se calcularon intervalos de confianza al 95%. Todos los análisis de los patrones de actividad se realizaron por medio del paquete “*Overlap*” (Ridout and Linkie, 2009) ejecutados en el software R (versión 3.4.2).

## **RESULTADOS**

### Ocupación

Con un esfuerzo de muestreo de 1665 cámaras/noche se obtuvieron un total de 187 registros independientes de la chucha de tierras altas (*D. pernigra*) siendo registrada en 19 de las 37 cámaras instaladas, presentando una ocupación naïve o proporción de sitios en lo que se detectó a la chucha de 51%. Para el cusumbo (*N. olivacea*) se obtuvieron un total de 87 registros independientes, siendo registrado en 11 de las 37 cámaras instaladas, presentando una ocupación naïve de 30%.

Al modelar la probabilidad de detección de la chucha de tierras altas en función de las covariables de hábitat, no se obtuvo un Delta AIC mayor o igual a 2, por lo tanto, se realizó un modelo promedio entre el modelo de detección global y el modelo en función de la pendiente (Tabla 2), dando como resultado a la pendiente como la covariable que se relaciona mejor con la probabilidad de detección de la chucha de tierras altas en nuestra zona de estudio (Tabla 3), observándose que la detección de la chucha disminuye a medida que aumenta la pendiente del terreno (Figura 2A). Por parte del cusumbo, la probabilidad de detección se relacionó con la altitud, presentando un valor de  $AIC=505.47$ , un delta AIC entre el primero y el segundo modelo de 2.13 y un acumulado del 55% (Tabla 2). En la Figura 2D, se observa la relación entre la detección del cusumbo y la altitud, siendo mayor la detección cuando aumenta la altitud.

Al modelar la ocupación de la chucha y el cusumbo en función de las covariables a nivel de nano-escala se obtuvo que el mejor modelos para la dos especies fue el que incluyó a la cobertura de dosel (CD), la chucha presentó un AIC de 929.33, un delta AIC entre el primer y el segundo modelo de 4.05 y un acumulado del 66% de la variación para la chucha, mientras que el cusumbo presentó un AIC de 495.69, un delta AIC entre el primero y el segundo modelo de 3.39 y un acumulado de la variación del 79%, observándose que la ocupación de las dos especies aumenta a medida que aumenta la cobertura de dosel (Figura 2B y 2E). Además, se evidencia un buen ajuste en los modelos globales de las dos especies:  $c-hat = 1.86$  y un  $p = 0.1148$  para la chucha y  $c-hat = 1.3993$  y un  $p = 0.074$  para el cusumbo.

Al modelar la ocupación de la chucha en función de las covariables a nivel de meso-escala, el mejor modelo obtenido fue el que incluyó la distancia al borde del fragmento (DB) con un AIC de 931.12, un delta AIC entre el primer y el segundo modelo de 2.9 y un acumulado del 64% de la variación (Tabla 5). En la Figura 2C se observa la relación entre la probabilidad de ocupación y la distancia al borde, aumentando a medida que aumenta la distancia al borde del fragmento,

presentando una ocupación cercana a 0.4 cuando la distancia al borde es 0 y alcanzando un mayor valor de ocupación (0.8) cuando la distancia al borde es de 200 metros. La prueba de bondad de ajuste evidenció un buen ajuste para el modelo global con un  $c\text{-hat} = 1.60$  y  $p = 0.1194$ .

En cuanto al cusumbo, se obtuvieron dos mejores modelos, el primero fue el que relaciona a la distancia al borde con la ocupación y el segundo el modelo global (Tabla 5). Al realizar el promedio de modelos de los dos mejores, la covariable que se relacionó mejor con la ocupación fue la distancia al borde con una importancia del 100% (Tabla 6). En la Figura 2F se observa la relación de la probabilidad de ocupación y la distancia al borde, la ocupación del cusumbo está totalmente influenciada por la distancia al borde, siendo 0 cuando la distancia al borde es de 0 m, y empieza a aumentar a medida que aumenta la distancia al borde, llegando casi a 1 cuando la distancia al borde del fragmento es de 150 m, presentando un buen ajuste del modelo global con un  $c\text{-hat} = 1.88$  y  $p = 0.0546$ .

### Patrones de Actividad

La chucha de tierras altas (*D. pernigra*) fue clasificada como una especie principalmente nocturna, con un 82.05% de los registros de noche, 17.52% de los registros crepusculares y un 0.42% de los registros en la categoría de diurnos (Tabla 7, Figura 3A), iniciando su actividad al empezar a oscurecer y alcanzando su pico de actividad entre las 19:00 h y las 24:00 h, posterior a eso empieza a disminuir su actividad. El cusumbo (*N. olivacea*) se clasificó como una especie nocturna, con el 88.05% de los registros en la categoría nocturna y el 11.94% de los registros en la categoría de crepuscular (Tabla 7, Figura 3B), el inicio de su actividad es parecido al de la chucha de tierras altas empezado al oscurecer, alcanzando su pico de máxima actividad a las 21:00 horas y un segundo pico de actividad cercano a las 2:00 h. Por último, el perro (*C. lupus*) se clasificó como una especie diurna, presentando el 60.31% de los registros de día, 15.8% de los registros en la categoría de nocturna y el 23.08% registros fueron crepusculares (Tabla 7, Figura

3C) alcanzando su pico de máxima actividad a las 7:00 h posterior a esto disminuye un poco su actividad y cerca de las 12:00 h vuelve a tener otro pico de actividad.

Los coeficientes de traslape entre cusumbo-perro y chucha-perro fueron bajos, 0.19 IC 95%: 0.12 y 0.27 (Figura 4A) y 0.18 IC 95%: 0.11 y 0.27 (Figura 4B), se observa que tanto la chucha como el cusumbo, presentan patrones de actividad inversos al presentado por los perros, siendo más activos en las horas donde el perro presenta menor actividad y disminuyendo a medida que la actividad de los perros aumenta.

Es importante resaltar, en los muestreos realizados no se encontraron grupos de cusumbos, a excepción de dos registros de madres con tres crías, el resto de registros obedecieron a individuos solitarios, siendo una especie altamente social.

## **DISCUSIÓN**

El aumento de la detección de la chucha de tierras altas con la disminución de la pendiente puede relacionarse con la influencia que genera la pendiente en la conformación de los suelos y por ende en la vegetación (Poblete-Farías, 2004), ya que en sitios con mayor pendiente se genera una continua remoción del suelo superficial por la erosión, manteniendo los suelos expuestos de vegetación (Poblete-Farías, 2004) y siendo una especie con hábitos arborícolas, la presencia de vegetación es fundamental para su supervivencia.

Además, los asentamientos humanos tienden a ubicarse en zonas con menor pendiente, estos sitios ofrecen diferentes recursos los cuales son aprovechados por una especie tolerante a la perturbación como la chucha de tierras altas (Cáceres 2000; Jarrín-V 2001; Rodríguez-Calderón et al. 2018), haciendo que la chucha tenga una mayor probabilidad de ser detectada en zonas con menor pendiente. Por otro lado, la pendiente puede generar un sesgo en el momento de la instalación de las cámaras trampa, ya que en zonas con mayor pendiente hay mayor probabilidad

de que una especie no sea detectada, debido a la inclinación que puede presentar la cámara trampa.

Para el cusumbo, la relación de la probabilidad de detección y la altitud está relacionada con su distribución natural, el cusumbo es una especie característica de zonas con altitudes mayores a 2000 m, siendo más común sobre los 3000 m (Balaguera-Reina et al. 2009; Pacheco et al. 2009), de igual forma, la menor transformación ejercida por el ser humano se genera en las zonas con mayor altitud, los animales silvestres pueden llegar a considerar al ser humano como un super depredador (Darimont et al. 2015; Clinchy et al. 2016), ejerciendo un gran miedo sobre estas especies silvestres, además del miedo ejercido por el ser humano, se encuentra el efecto que genera la presencia de especies depredadoras domésticas como los perros, quienes están asociados a los asentamientos humanos (Lacerda et al., 2009). El efecto negativo de la presencia de perros en las poblaciones de cusumbo es reportado por Zapata-Ríos and Branch (2016) en los andes de Ecuador.

Los efectos que ejercen las zonas transformadas en estas dos especies se ven de formas diferentes pese a que la ocupación se relacione con las mismas variables, observándose que estos efectos impactan más drásticamente sobre el cusumbo que sobre la chucha. Las chuchas son especies consideradas generalistas, altamente tolerantes a la transformación de los hábitats, Sánchez and Alvear (2003) y Barrera-Niño and Sánchez (2014) registran a la chucha en zonas abiertas como potreros, páramos y herbazales, en donde esta especie sale a forrajear. La capacidad que tiene la chucha de estar en zonas abiertas es indicativo de la capacidad de colonizar zonas con una alta transformación por actividades antrópicas, esta tolerancia hace que pueda aprovechar de forma oportuna los recursos ofrecidos por una matriz transformada (Cáceres 2000; Barrera-Niño and Sánchez 2014; Mendoza and Sánchez 2014; Rodríguez Avila 2018; Jimenez-Ramírez and López-Arévalo, sin publicar). Por su parte, el cusumbo es una especie la

cual ha sido registrada en diferentes coberturas abiertas como potreros, herbazales y cultivos hozando el suelo en busca de artrópodos (Sánchez and Alvear 2003; Sánchez, Sánchez-Palomino, and Cadena 2008; Balaguera-Reina et al. 2009), sin embargo, al igual que la relación entre la abundancia relativa de las dos especies (Ver artículo 1) y la ocupación con la cobertura de dosel es evidencia de la importancia de las coberturas boscosas para la supervivencia de las dos especies, siendo especies que están asociadas a lugares arbustivos y boscosos densos (Cuartas-Calle and Muñoz-Arango, 2003), probablemente, se deba a la protección que ofrece estos sitios ante depredadores como perros (Zapata-Ríos and Branch, 2016) o a la intervención generada por las actividades humanas (Clinchy et al., 2016), generando una exclusión de las coberturas sin elementos arbóreos, siendo esta especie de *Didelphis* menos tolerante a los ambientes transformados que otras especies del mismo género (Cuartas-Calle and Muñoz-Arango, 2003), sin embargo, esta especie no se ve restringida a los sitios con valores altos de cobertura de dosel, caso contrario ocurre con los cusumbos, quienes parece que si se ven restringidos a sitios con valores altos de cobertura de dosel, lugares en donde encuentran refugio ante depredadores (Zapata-Ríos and Branch, 2016).

En cuanto a la ocupación en función de la distancia al borde del fragmento, uno de los efectos que genera el proceso de fragmentación es el aumento en la cantidad de borde, generando que las poblaciones de fauna y flora en estas zonas fragmentadas se vean expuestas a los diversos efectos que éste genera (Laurance and Yensen, 1991). Los efectos van desde cambios en la composición de la vegetación en las márgenes de los fragmentos, cambios en el microclima e incidencia de la luz afectando la germinación y desarrollo de plántulas, aumento en la caída de árboles por el efecto directo del viento, aumento en la abundancia de depredadores generalistas, competidores, especies exóticas e invasoras y cambio en las interacciones depredador-presa, entre

otros (Sievert and Keith 1985; Gurrutxaga San Vicente and Lozano Valencia 2006; Santos and Telleria 2006).

La relación que presenta la ocupación de la chucha y el cusumbo con la distancia al borde del fragmento puede relacionarse directamente con la presencia de los perros en las coberturas boscosas y arbustivas en los primeros metros de los fragmentos, considerándose la presencia de los perros un resultado del efecto de borde (Lacerda, Tomas, and Marinho-Filho 2009; Rodríguez-León and López-Arévalo 2019; Jimenez-Ramirez and López-Arévalo, sin publicar), siendo la capacidad de incursión de un depredador desde el borde del fragmento al interior influyente en la presión de depredación que experimenta la presa (Cantrell et al., 2002). Estudio realizado por Rodríguez-León and López-Arévalo (2019) reportan que las mayores abundancias de perros se encontraron en los bordes de los bosques, entre 100 y 200 metros y disminuye a medida que la distancia es mayor en reservas privadas de la sociedad civil en el municipio de Tabio, Cundinamarca.

Para el cusumbo se observa un efecto contundente con la distancia al borde del fragmento (Figura 3B) presentando una probabilidad de ocupación de 0 cuando la distancia al borde del fragmento es 0 m y aumenta a medida que aumenta la distancia, estudios como los de Lacerda, Tomas, and Marinho-Filho (2009), Young et al. (2011), Lessa et al. (2016), Zapata-Ríos and Branch (2018) evidencian la influencia negativa que ejercen los perros sobre las poblaciones de fauna silvestre, siendo más afectados los depredadores, mientras que Zapata-Ríos and Branch (2016) comentan que los perros ejercen efectos negativos en las poblaciones del cusumbo en los Andes ecuatorianos, siendo menos abundantes cuando los perros están presentes. Por su parte, Lacerda, Tomas, and Marinho-Filho (2009) evidencian el efecto que generan los perros en la ocupación de los sitios del lobo de crin (*Chrysocyon brachyurus*) en sabanas de Brasilia, una especie de cánido presente en el sur del continente, dando una ocupación de 0.27 en los bordes

con presencia de perros y una ocupación de 0.63 en bordes sin presencia de perros, de igual forma, Zapata-Ríos and Branch (2018) reportan que la ocupación del puma, oso andino, el zorro andino y el zorrillo se ve afectada negativamente por la presencia de los perros en los andes ecuatorianos, además, la falta de grupos del cusumbo puede atribuirse a los efectos que genera la fragmentación del hábitat, Laiolo and Arroyo-Solís (2011) comentan que uno de los efectos que puede generar este proceso es la reducción en las características de las poblaciones de animales, llegando a generar cambios en las interacciones entre individuos, condicionando los tamaños de grupos entre otros, lo que puede explicar que una especie con organizaciones sociales definidas, formando grupos de entre 4 a 20 individuos, llegando incluso a registrar grupos de hasta 60 individuos (Lopez-Arevalo, Montenegro-Diaz, and Cadena 1993; Sánchez and Alvear 2003; Suárez-Castro and Ramírez-Chaves 2015) se conviertan en solitarios.

El cusumbo es una especie catalogada como diurna por Rodríguez-Bolaños, Sanchez, and Cadena (2003) presentando un pico de mayor actividad entre las 7:00 h y las 10:00 h, seguido de otro pico de actividad entre el mediodía y las 16:00 h. Caso contrario a lo encontrado en nuestro estudio, en donde la especie es catalogada como nocturna (Tabla 10, Figura 5A), este resultado es similar a lo encontrado por Cáceres-Martínez, Acevedo Rincón, and González-Maya (2016) y Ramírez-Mejía and Sánchez (2016), en donde el cusumbo presenta picos de actividad hacia las horas de la noche y disminuye conforme avanza el día. De igual forma, Sánchez-Londoño (2017) y Rodríguez Avila (2018) registran al cusumbo en horas de la noche.

Sin embargo, los estudios en donde reportan la actividad nocturna del cusumbo, son en áreas que presentan alguna intervención antrópica, ya sea por cultivos forestales o por fragmentación de los bosques, mientras que el estudio publicado por Rodríguez-Bolaños, Sanchez, and Cadena (2003) fue realizado en la Reserva Biológica de Carpanta (en la actualidad

hace parte de Parque Nacional Natural Chingaza) siendo una zona altamente conservada y con poca presencia de perros.

El cambio en el uso del suelo obliga a la vida silvestre a adaptarse a nuevas circunstancias, recursos y amenazas (Clinchy et al. 2016; Gaynor et al. 2018; Shamoan et al. 2018), siendo la presencia humana un factor crucial, el cual ejerce un fuerte temor en los animales, lo que puede generar el cambio en la actividad de éstos para evitar el contacto con el ser humano (Frid and Dill 2002; Gaynor et al. 2018). El aumento de la vida nocturna de mamíferos por las actividades antrópicas es un tema el cual ha tenido gran interés actualmente, Shamoan et al. (2018) comentan que pese a que los depredadores se pueden sentir atraídos por áreas perturbadas, evitan a los seres humanos temporalmente, restringiendo la actividad a la noche (Carter et al. 2015; Clinchy et al. 2016; Gaynor et al. 2018).

Además de la presencia y las actividades del ser humano, otro de los efectos que genera los asentamientos humanos y los fenómenos de fragmentación es la presencia de especies domésticas, en este caso los perros, al observar el solapamiento en los patrones de actividad entre el cusumbo y los perros (Figura 6B), se puede atribuir el cambio en la actividad del cusumbo a la presencia de los perros. Zapata-Ríos and Branch (2016) evaluaron el efecto de los perros en las comunidades de mamíferos en los andes ecuatorianos, observando que la presencia de los perros ejercen un efecto negativo en las poblaciones del cusumbo, reportando que en los sitios en donde se registraban los perros no se registraba ésta especie, sin embargo, es probable que al presentar tantas presiones negativas en la zona, los cusumbos no puedan elegir una zona diferente para sobrevivir, por lo que sortean la presencia de los perros con un cambio en los patrones de actividad.

Por su parte, los perros no ejercen tanta presión sobre la chucha de tierras altas gracias a sus hábitos arbóreos (Zapata-Ríos and Branch, 2016), en ausencia de depredación, la persistencia de

los mesodepredadores estaría determinada por un equilibrio entre la tasa de crecimiento poblacional dentro de los fragmentos y la mortalidad que pueda generarse en el borde del fragmento o en la matriz circundante (Cantrell et al., 2002), siendo las actividades de deforestación que se generan cerca de los bordes para la implementación de cultivos agrícolas y demás efectos generados en el borde del fragmento las que explican que la probabilidad de ocupación de la chucha de tierras altas cuando la distancia al borde es 0 m es cercana a 0.4 y aumenta a medida que la distancia del borde aumenta. Además de la presencia de los perros, la sola presencia y las actividades realizadas por el ser humano en estas zonas influyen en la ocupación de las especies (Frid and Dill, 2002), Woodroffe and Ginsberg (1998) reportan que los conflictos con los humanos en los bordes de las coberturas son la causa principal de la mortalidad de depredadores, siendo consideradas como sumideros de las poblaciones.

Los resultados obtenidos en nuestro estudio sobre los patrones de actividad de la chucha de tierras altas concuerdan con lo reportado para las especies del género *Didelphis*, siendo especies principalmente nocturnas. Cáceres and Monteiro-Filho (2001) y Ferreira and Vieira (2014) reportan a *Didelphis aurita* como una especie principalmente nocturna, con una mayor actividad en las primeras horas de la noche, disminuyendo a medida que avanza la noche en bosques secundarios en el estado de Paraná y en el bosque atlántico en el estado de Río de Janeiro respectivamente. De igual forma para *Didelphis albiventris* en el Parque Estatal Serra do Tabuleiro, Brasil, Oliveira-Santos, Tortato, and Graipel (2008) reportan un patrón de actividad nocturno, con el pico de actividad después de la puesta del sol (18:00 h) y una disminución paulatina a medida que avanza la noche. Por su parte, Cáceres-Martínez, Acevedo Rincón, and González-Maya (2016), Zapata-Ríos and Branch (2016) y Rodríguez Avila (2018) reportan a *D. pernigra* como una especie nocturna, con un patrón de actividad bimodal, presentando un primer pico de actividad cerca a las 21:00 h y un segundo pico de mayor actividad cerca a las 3:00 h.

La actividad nocturna permite a las especies de este género explotar recursos alimenticios los cuales se encuentran más accesibles por disminución del riesgo de depredación a horas de la noche, permitiendo que estas especies sean consideradas como generalistas oportunistas, además, de ser una especie común en la fauna periurbana, llegando incluso a tener conflictos con el ser humano (Nilton Carlos Cáceres 2000; Swihart et al. 2001; Cuartas-Calle and Muñoz-Arango 2003; Rodríguez-Calderón et al. 2018).

Por otro lado, el bajo solapamiento en los patrones de actividad entre la chucha de tierras altas y perros ya ha sido mencionado por Zapata-Ríos and Branch (2016), quienes comentan que esta especie de chucha no se ve fuertemente afectada por la presencia de perros, principalmente por que los perros presentan una actividad diurna (Figura 5 C) (Sepúlveda et al. 2015; Rodríguez-León and López-Arévalo 2019), además, los hábitos arbóreos de las chuchas permite que estas especies puedan encontrar refugio de estos depredadores (Cuartas-Calle and Muñoz-Arango 2003; Zapata-Ríos and Branch 2016).

## **CONCLUSIONES**

Los efectos que ejercen las zonas transformadas en estas dos especies se ven de formas diferentes pese a que la ocupación se relacione con las mismas variables, observándose que estos efectos impactan más drásticamente sobre el cusumbo que sobre la chucha.

La probabilidad de detección de la chucha de tierras altas y el cusumbo se asoció con las covariables pendiente y altitud respectivamente, mientras que la ocupación a nivel de nano-escala de ambas especies se asoció con la cobertura del dosel, siendo un ejemplo de la importancia de la presencia de elementos arbóreos y de la conservación de esas coberturas, ya que la mayor cobertura de dosel corresponde a bosques con menor intervención. La ocupación a nivel de meso-escala para las dos especies se asoció con la distancia al borde del fragmento, asumimos que esta

relación con el borde del fragmento está relacionada con los efectos generados por las actividades antrópicas en el borde del fragmento, principalmente por la deforestación que se genera para la implementación de cultivos agrícolas como la papa, además, de la presencia de perros en los bordes de los fragmentos. Pese a que la ocupación de las dos especies se relacionó con las mismas covariables, la forma en que las especies se asocian es diferente, lo que concuerda con la clasificación de la chucha como una especie generalista que puede aprovechar de mejor forma los recursos resultantes de una matriz transformada, caso contrario ocurre con el cusumbo, que está totalmente relacionado con zonas más conservadas.

En cuanto a los patrones de actividad, la chucha de tierras altas y los perros presentan patrones de actividad concordantes con los reportados para estas especies, siendo la chucha una especie principalmente nocturna y los perros diurnos, caso contrario ocurre con el cusumbo, el cual se reporta como una especie diurna, sin embargo, en nuestro estudio presenta un patrón de actividad nocturno.

El solapamiento en los patrones de actividad entre chucha-perros y cusumbo-perros son bajos, en el caso de la relación chucha-perros, esto se debe a los hábitos arborícolas y nocturnos, generando que la presencia de los perros no sea una variable que afecte significativamente a la chucha, caso contrario podemos decir entre la relación cusumbo-perro ya que atribuimos el cambio en la actividad del cusumbo a la presencia de los perros, siendo estos cambios en los patrones de fauna silvestre por la presencia de perros un tema que está siendo ampliamente estudiado, de igual forma, es importante mencionar que de todos los registros obtenidos del cusumbo, en solo dos se observaron más de un individuo, siendo madre con crías, siendo el cusumbo una especie social, esta reducción en el tamaño de grupo pudiendo ser un efecto generado por la transformación que sufre la zona de estudio.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos a la alcaldía de Tabio, a los propietarios de los predios en los municipios de Tabio y Tenjo por el acceso a sus predios. A la Universidad Nacional de Colombia y la Convocatoria Nacional de Proyectos para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018 por la financiación parcial y al grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia.

## **LITERATURA CITADA**

- ARIAS-ALZATE A, S BOTERO-CAÑOLA, JD SANCHEZ-LONDOÑO, N MANCER & S SOLARI. 2011. Primeros videos de jaguar (*Panthera onca*) con Cámaras automáticas en el nororiente de Antioquia (Colombia) y evidencias de una posible población en la región. *Revista Latinoamericana de Conservación* 2:38–44.
- ÁVILA-NÁJERA DM, C CHÁVEZ, MA LAZCANO-BARRERO, GD MENDOZA & S PEREZ-ELIZALDE. 2016. Translape en patrones de actividad entre grandes felinos y sus principales presas en el norte de Quintana Roo, México. *THERYA* 7:439–448.
- BALAGUERA-REINA SA, A CEPEDA, D ZÁRRATE-CHARRY & JF GONZÁLEZ-MAYA. 2009. The state of knowledge of western mountain coati *Nasuella olivacea* in Colombia , and extent of occurrence in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:35–40.
- BARRERA-NIÑO V & F SÁNCHEZ [online]. 2014. Forrajeo de *Didelphis pernigra* (Mammalia: Didelphidae) en un área suburbana de la Sabana de Bogotá, Colombia. *Therya* 5:289–302.
- BITETTI MS Di. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy* 18:32–41.

- CÁCERES-MARTÍNEZ CH, AA ACEVEDO RINCÓN & JF GONZÁLEZ-MAYA. 2016. Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tamá National Natural Park and buffer zone, Colombia. *THERYA* 7:285–298.
- CÁCERES NC. 2000. Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. *Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 52:171–174.
- CÁCERES NC & ELA MONTEIRO-FILHO. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:85–92.
- CÁMARA DE COMERCIO DE BOGOTÁ [online]. 2015. Caracterización económica y empresarial de diecinueve municipios de Cundinamarca. Bogotá.
- CANTRELL RS, C COSNER & WF FAGAN. 2002. Habitat edges and predator-prey interactions: Effects on critical patch size. *Mathematical Biosciences* 175:31–55.
- CAR, CORPOGUAVIO, CONSERVACIÓN INTERNACIONAL & ONF ANDINA. 2015. Tercer informe de avance convenio No 1288 de 2014 entre CAR, CORPOGUAVIO. Conservación Internacional y ONF Andina: Componente de diagnóstico del plan de manejo de la cuenca alta del río Bogotá. Capítulo 2: Componente Biofísico.
- CARTER N, M JASNY, B GURUNG & J LIU [online]. 2015. Impacts of people and tigers on leopard spatiotemporal activity patterns in a global biodiversity hotspot. *Global Ecology and Conservation* 3:149–162. Elsevier B.V.
- CLINCHY M, LY ZANETTE, D ROBERTS, JP SURACI, CD BUESCHING, C NEWMAN, et al. 2016. Fear of the human “super predator” far exceeds the fear of large carnivores in a model mesocarnivore. *Behavioral Ecology* 27:1826–1832.
- CUARTAS-CALLE C & J MUÑOZ-ARANGO. 2003. Marsupiales, cenoléstidos e insectívoros

- de Colombia. P. in.: Editorial Universidad de Antioquia, Medellin.
- DARIMONT CT, CH FOX, HM BRYAN & TE REIMCHEN. 2015. The unique ecology of human predators. *Science* 349:858–86.
- DÍAZ-PULIDO A & E PAYÁN GARRIDO. 2012. Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. P. in.: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia, Bogotá.
- FAHRIG L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Review Literature And Arts Of The Americas* 34:487–515.
- FERREIRA MS & MV VIEIRA. 2014. Activity pattern of the neotropical marsupial *Didelphis aurita* in south-eastern Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology* 30:169–172.
- FISKE IJ & RB CHANDLER. 2011. unmarked : An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43:1–23.
- FRID A & L DILL [online]. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6:11–26.
- FRIEDMAN JM. 2017. Modelos de ocupación: Una forma de analizar las variables que afectan la ocupación y detección de especies endémicas. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- GAYNOR KM, CE HOJNOWSKI, NH CARTER & JS BRASHARES. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360:1232–1235.
- GÓMEZ H, RB WALLACE, G AYALA & R TEJADA. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:91–95.
- GONZÁLEZ-MAYA J., F REID & K HELGEN. 2016. *Nasuella olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species.

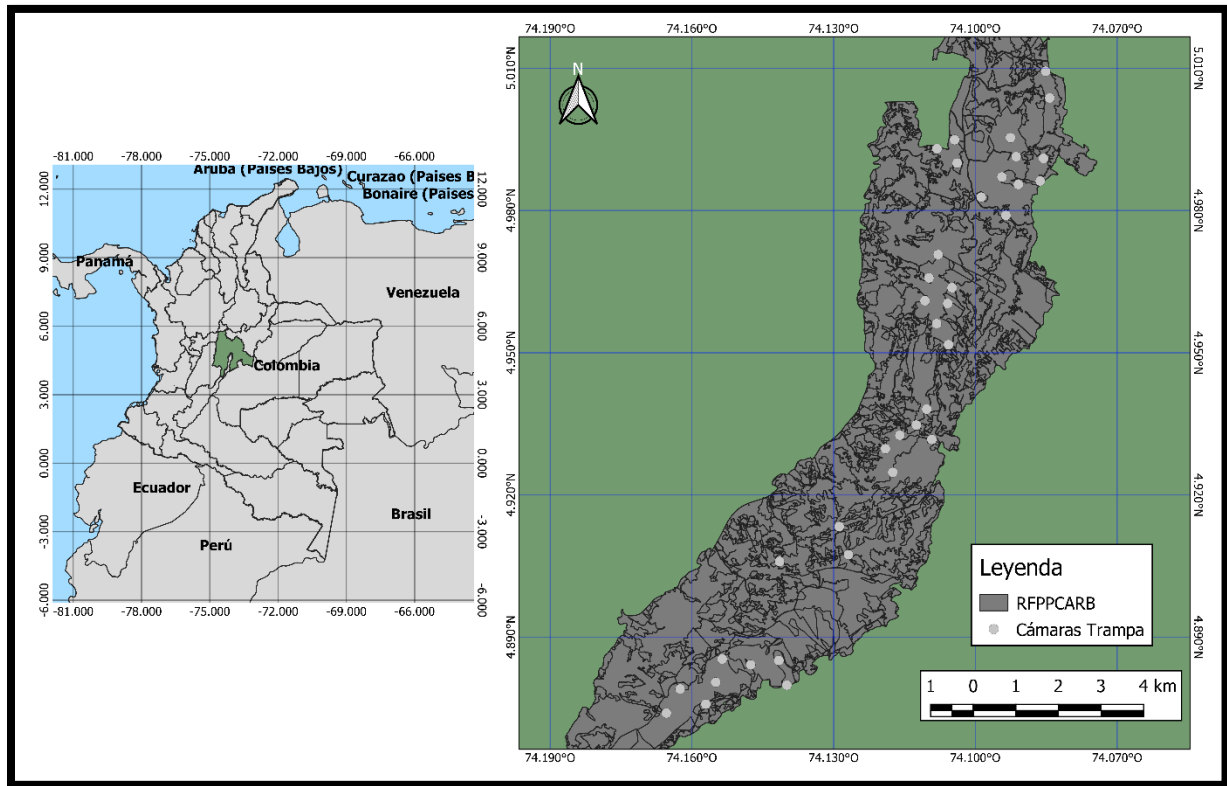
- GURRUTXAGA SAN VICENTE M & PJ LOZANO VALENCIA. 2006. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos Revista de Geografía* 16:35–54.
- HELMUT H. 2004. Tamaño poblacional y distribución de la comadreja de cola larga (*Mustela frenata*) en el humedal La Conejera, Bogotá, Colombia. Ponticia Universidad Javeriana.
- JARRÍN-V P. 2001. Mamíferos en la Niebla Otonga, un bosque nublado del Ecuador. P. in.: Imprenta Mariscal, Quito.
- JIMÉNEZ-ALVARADO JS, C MORENO-DÍAZ, AF ALFONSO, A GIORDANO, I. M VELA-VARGAS, DA GOMEZ-HOYOS, et al. 2017. Ciudades biodiversas : mamíferos medianos de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, D.C., Colombia. *Mammalogy Notes* 4:37–41.
- LACERDA ACR, WM TOMAS & J MARINHO-FILHO. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12:477–487.
- LAIOLO P & A ARROYO-SOLÍS [online]. 2011. La fragmentación del hábitat como determinante de la diferenciación de los sistemas de comunicación animal. *Ecosistemas* 20:46–53.
- LAURANCE WF & E YENSEN [online]. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55:77–92.
- LESSA I, T CORRÊA SEABRA GUIMARÃES, H de GODOY BERGALLO, A CUNHA & EM VIEIRA [online]. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservação* 14:46–56. Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação.
- LIÉVANO-LATORRE LF & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2015. Comunidad de mamíferos no

- voladores en un área periurbana andina, Cundinamarca, Colombia. *Acta Biológica colombiana* 20:193–202.
- LÓPEZ-ARÉVALO HF, OL MONTENEGRO-DIAZ & A CADENA. 1993. Ecología de los pequeños mamíferos de la reserva biológica Carpanta, en la cordillera oriental colombiana. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28:193–210.
- MACKENZIE DI & LL BAILEY. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300–318.
- MACKENZIE DI, JD NICHOLS, GB LACHMAN, S DROEGE, JA ROYLE & CA LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MACKENZIE DI & JA ROYLE. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114.
- MENDOZA L & F SÁNCHEZ. 2014. Mamíferos de la hacienda Las Mercedes, un área rural al norte de Bogotá, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 18:157–171.
- MORALES-MARTÍNEZ DM, AF SUAREZ-CASTRO, C CÁRDENAS-CASTRO & C FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ. 2014. Familia Procyonidae. Pp. 136–164, in: *Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo* (AF Suárez-Castro. & HE Ramírez-Chaves, eds.). Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- OLIVEIRA-SANTOS LGR, MA TORTATO & ME GRAIPEL. 2008. Activity pattern of atlantic forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology* 24:563–567.
- PACHECO-JAIMES R, CH CÁCERES-MARTÍNEZ, AA ACEVEDO, A ARIAS-ALZATE & JF GONZÁLES-MAYA. 2018. Food habits of puma (*Puma concolor*) in the Andean areas of Tamá National Natural Park and its buffer zone, Colombia. *Therya* 9:201–208.

- PACHECO V, R CADENILLAS, E SALAS, C TELLO & H ZEBALLOS. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de biología* 16:5–32.
- PÉREZ-HERNANDEZ R, S SOLARI, T TARIFA & D LEW. 2016. *Didelphis pernigra*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- POBLETE-FARÍAS HL [online]. 2004. Efecto de la exposición y de la pendiente en algunas propiedades del suelo, flora y vegetación de la quebrada de la Plata, región Metropolitana. Universidad de Chile.
- PRIMACK RB & J ROS. 2002. Introducción a la biología de la conservación. P. in.: Editorial Ariel S. A., Barcelona.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM. 2019. QGIS Geographic Information System. Open source geospatial foundation project.
- RAMÍREZ-MEJÍA AF & F SÁNCHEZ [online]. 2016. Activity patterns and habitat use of mammals in an andean forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 27:1–7.
- RIDOUT MS & M LINKIE. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural Biological Environmental Statistics* 14:322–337.
- RODRIGUEZ-BOLAÑOS A, P SANCHEZ & A CADENA. 2003. Patterns of activity and home range of Mountain Coati *Nasuella olivacea*. *Small Carnivore Conservation* 29:16–19.
- RODRÍGUEZ-BOLAÑOS A, P SANCHEZ & A CADENA. 2003. Patterns of activity and home range of mountain Coati *Nasuella olivacea*. *Small Carnivore Conservation* 29:16–19.
- RODRÍGUEZ-CALDERÓN YC, FM CONTRERAS-MORENO, EC SEGURA-BERTTOLINI, P BAUTISTA-RAMÍREZ & D JESÚS-ESPINOSA. 2018. Análisis del conflicto entre la fauna silvestre y productores rurales en dos comunidades de Balancán, Tabasco, México. *Agroproductividad* 11:51–59.

- RODRÍGUEZ-LEÓN DS & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2019. Variación de la abundancia relativa de perros en un gradiente de presencia humana en dos reservas (Tabio, Cundinamarca). *Acta biológica Colombiana* 24:379–390.
- RODRÍGUEZ AVILA D. 2018. Inventario de mamíferos de la Granja Ecológica El Porvenir, municipio de Soacha, Cundinamarca (Colombia). Universidad Nacional de Colombia.
- ROEMER GW, ME GOMPPER & B VAN VALKENBURGH. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59:165–173.
- ROYLE JA, JD NICHOLS & M KÉRY. 2005. Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* 110:353–359.
- SÁNCHEZ-LONDOÑO JD. 2017. Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (Carnivora) en un paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia. Universidad Nacional de Colombia.
- SÁNCHEZ F, P SÁNCHEZ-PALOMINO & A CADENA. 2008. Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in andean forest and reforestations with andean alder: a preliminary analysis. *Caldasia* 30:197–208.
- SÁNCHEZ FA & M ALVEAR. 2003. Comentarios sobre el uso de hábitat , dieta , y conocimiento popular de los mamíferos en un bosque andino de Caldas, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 7:121–144.
- SANTOS T & JL TELLERIA. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15:3–12.
- SEPÚLVEDA M, K PELICAN, P CROSS, A EGUREN & R SINGER [online]. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80:290–297. Elsevier GmbH.
- SHAMOON H, R MAOR, D SALTZ & T DAYAN [online]. 2018. Increased mammal nocturnality in agricultural landscapes results in fragmentation due to cascading effects.

- Biological Conservation 226:32–41. Elsevier.
- SIEVERT PR & LB KEITH [online]. 1985. Survival of snowshoe hares at a geographic range boundary. *The Journal of Wildlife Management* 49:854–866.
- SUÁREZ-CASTRO AF & HE RAMÍREZ-CHAVES. 2015. Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo. P. in: *Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo*. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- SWIHART RK, Z FENG, NA SLADE, DM MASON & TM GEHRING. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator-prey metapopulation model. *Journal of theoretical biology* 210:287–303.
- TILMAN D, M CLARK, DR WILLIAMS, K KIMMEL, S POLASKY & C PACKER. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 456:73–81.
- WOODROFFE R & JR GINSBERG. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128.
- YOUNG JK, KA OLSON, RP READING, S AMGALANBAATAR & J BERGER [online]. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61:125–132.
- ZAPATA-RÍOS G & LC BRANCH. 2018. Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PLoS ONE* 13:1–17.
- ZAPATA-RÍOS G & LC BRANCH [online]. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16. Elsevier Ltd.



**Figura 1.** Área de estudio, Fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá comprendida entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.

Covariable	Escala	Descripción	p	Ψ
Cobertura de Escape (CE)	Nano	Para la medición de la Cobertura de escape se modificó el método descrito por Griffith & Youtie (1988) para ciervos. Este consistió en colocar una regla de 1 m pintada alternadamente cada 20 cm (blanco y negro), y se registró el número de secciones que cubre la vegetación.	x	
Pendiente (Pend)	Nano	Valor promedio de la pendiente expresada como porcentaje en la estrella de muestreo	x	
Altura de dosel (AD)	Nano	La altura del dosel se estimó dividiendo el árbol por mitad y midiendo la mitad por medio de una vara medida.	x	x
Cobertura de dosel (CD)	Nano	La Cobertura de dosel se midió mediante un densitómetro forestal casero.		x
Altitud (Alt)	Nano	Se tomo la altura del punto central de la estrella por medio de un GPS Garmin etrex 10.	x	x
Abundancia relativa mesodepredadores	Nano	Abundancia relativa de todas las especies de mesodepredadores registradas a excepción de la especie involucrada en el modelo		
Abundancia relativa cusumbo	Nano	Abundancia relativa del cusumbo incluida en el modelo de ocupación de la chucha.		x
Abundancia relativa chucha	Nano	Abundancia relativa de la chucha incluida en el modelo de ocupación del cusumbo.		x
Abundancia relativa perros	Nano	Abundancia relativa de los perros	-	-
Distancia al cuerpo de agua más cercano (DA)	Meso			x
Distancia a la zona urbana más cercana (DU)	Meso			x
Distancia al borde de la cobertura (DB)	Meso	Se realizaron por medio de SIG y cartografía a escala 1:10.000		x
Distancia al camino más cercano (DC)	Meso		-	-

**Tabla 1.** Covariables para la ocupación y detección resultantes después de la correlación de Spearman.

Modelos	Par	AIC	Delta AIC	AICwt	cumltvWt
<b>Chucha (<i>D. pernigra</i>)</b>					
$\Psi(.)p(\text{global})$	5	932.58	0	6.70E-01	0.67
$\Psi(.)p(\text{Pend})$	3	934.02	1.44	3.30E-01	1
$\Psi(.)p(\text{AD})$	3	953.32	20.74	2.10E-05	1
$\Psi(.)p(\text{Alt})$	2	953.49	20.91	1.90E-05	1
$\Psi(.)p(\text{CE})$	3	955.37	22.79	7.60E-05	1
<b>Cusumbo (<i>N. olivacea</i>)</b>					
$\Psi(.)p(\text{Alt})$	3	505.47	0	0.554	0.55
$\Psi(.)p(\text{Pend})$	3	507.6	2.13	0.191	0.75
$\Psi(.)p(\text{global})$	5	508.64	3.17	0.114	0.86
$\Psi(.)p(\text{AD})$	3	509.59	4.12	0.071	0.93
$\Psi(.)p(\text{CE})$	3	509.6	4.13	0.07	1

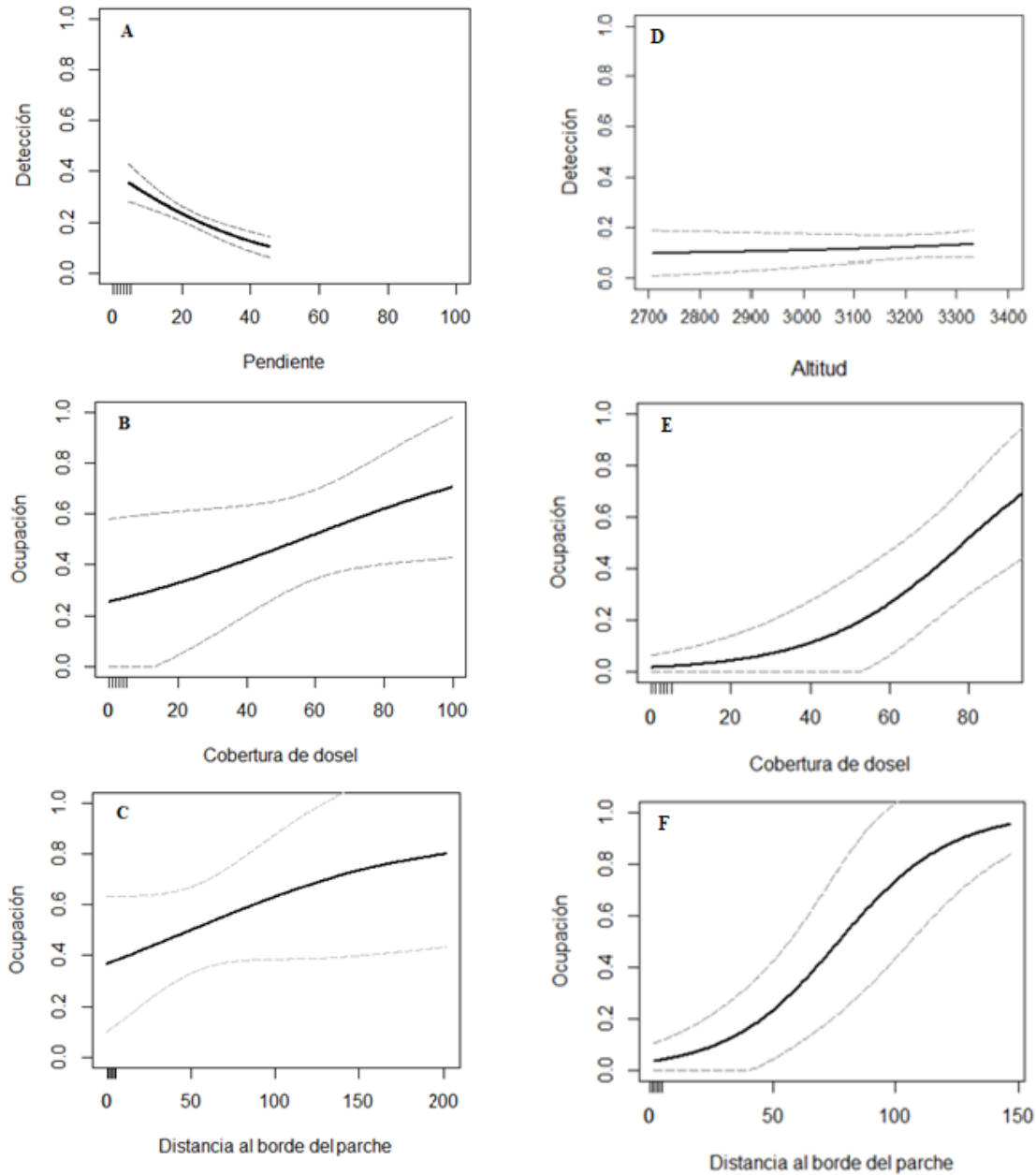
**Tabla 2.** Modelos de detección para chucha de tierras altas y el cusumbo en el fragmento ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río de Bogotá (RFPPCARB). Par: Número de parámetros en cada modelo, AIC: Criterio de información de Akaike, Delta AIC: Cambio entre los modelos, AICwt: Peso de cada modelo, cumltvWt: Acumulación de cada modelo. En gris se señalan los mejores modelos.

Covariable	Estimación	E. E	2.50%	97.50%	5%	90%	Importancia
$p(AD)$	-0.45894321	0.21620024	-0.88268789	-0.03519852	-0.8145926	-0.1032938	0.6725035
$p(CE)$	0.17321863	0.09599434	-0.01492682	0.36136408	0.01530794	0.3311293	0.6725035
$p(Int)$	-1.21455198	0.09446666	-1.39970323	-1.02940073	-1.3699496	-1.0591543	NA
$p(Pend)$	-0.37901182	0.08333139	-0.54233835	-0.21568529	-0.51609196	-0.2419317	1
$\Psi(Int)$	0.05403412	0.32897265	-0.59074042	0.69880866	-0.48712588	0.5951941	NA

**Tabla 3.** Modelos promedios de detección para chucha de tierras altas.

Modelos	Par	AIC	Delta AIC	AICwt	cumltvWt
<b>Chucha (<i>D. pernigra</i>)</b>					
$\Psi(\text{CD})p(\text{Pend})$	4	929.33	0	0.655	0.66
$\Psi(\text{AD})p(\text{Pend})$	4	933.38	4.05	0.086	0.74
$\Psi(\text{Alt})p(\text{Pend})$	4	933.94	4.61	0.065	0.81
$\Psi(.)p(\text{Pend})$	3	934.02	4.69	0.063	0.87
$\Psi(\text{Pend})p(\text{Pend})$	4	934.64	5.31	0.046	0.92
$\Psi(\text{global})p(\text{Pend})$	8	935.23	5.90	0.034	0.95
$\Psi(\text{Cusumbo})p(\text{Pend})$	4	935.77	6.44	0.026	0.98
$\Psi(\text{Otros depredadores})p(\text{Pend})$	4	936.00	6.67	0.023	1.00
<b>Cusumbo (<i>N. olivacea</i>)</b>					
$\Psi(\text{CD})p(\text{Alt})$	4	495.69	0	0.7928	0.79
$\Psi(\text{global})p(\text{Alt})$	8	499.07	3.39	0.1458	0.94
$\Psi(\text{AD})p(\text{Alt})$	4	501.50	5.81	0.0434	0.98
$\Psi(.)p(\text{Alt})$	3	505.47	9.78	0.0060	0.99
$\Psi(\text{Alt})p(\text{Alt})$	4	506.50	10.82	0.0036	0.99
$\Psi(\text{Otros depredadores})p(\text{Alt})$	4	506.67	10.98	0.0033	0.99
$\Psi(\text{Chucha})p(\text{Alt})$	4	506.87	11.18	0.0030	1.00
$\Psi(\text{Pend})p(\text{Alt})$	4	507.41	11.73	0.0023	1.00

**Tabla 4.** Modelos de ocupación para chucha de tierras altas y el cusumbo empleando variables a nivel de nano-escala en el fragmento ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río de Bogotá (RFPPCARB). Par: Número de parámetros en cada modelo, AIC: Criterio de información de Akaike, Delta AIC: Cambio entre los modelos, AICwt: Peso de cada modelo, cumltvWt: Acumulación de cada modelo. En gris se señalan los mejores modelos.



**Figura 2.** A) Probabilidad de detección de la chucha de tierras altas modelada en función de la pendiente B) Probabilidad de ocupación de la chucha de tierras altas modelada en función de la cobertura de dosel C) Probabilidad de ocupación de la chucha de tierras altas modelada en función de la distancia al borde del fragmento D) Probabilidad de detección del cusumbo modelada con la covariable altitud, E) Probabilidad de ocupación del cusumbo modelada en función de la cobertura de dosel F) Probabilidad de ocupación del cusumbo modelada em función de la distancia al borde.

Modelos	Par	AIC	Delta AIC	AICwt	cumltvWt
<b>Chucha (<i>D. pernigra</i>)</b>					
$\Psi(\text{DB})_p(\text{Pend})$	4	931.12	0	0.642	0.64
$\Psi(.)_p(\text{Pend})$	3	934.02	2.9	0.151	0.79
$\Psi(\text{global})_p(\text{Pend})$	6	935.11	3.99	0.088	0.88
$\Psi(\text{DU})_p(\text{Pend})$	4	935.74	4.62	0.064	0.94
$\Psi(\text{DA})_p(\text{Pend})$	4	936.02	4.9	0.056	1
<b>Cusumbo (<i>N. olivacea</i>)</b>					
$\Psi(\text{DB})_p(\text{Alt})$	4	486.52	0	6.10E-01	0.61
$\Psi(\text{global})_p(\text{Alt})$	6	487.42	0.91	3.90E-01	1
$\Psi(.)_p(\text{Alt})$	3	505.47	18.95	4.70E-05	1
$\Psi(\text{DA})_p(\text{Alt})$	4	506.55	20.04	2.70E-05	1
$\Psi(\text{DC})_p(\text{Alt})$	4	507.43	20.91	1.80E-05	1

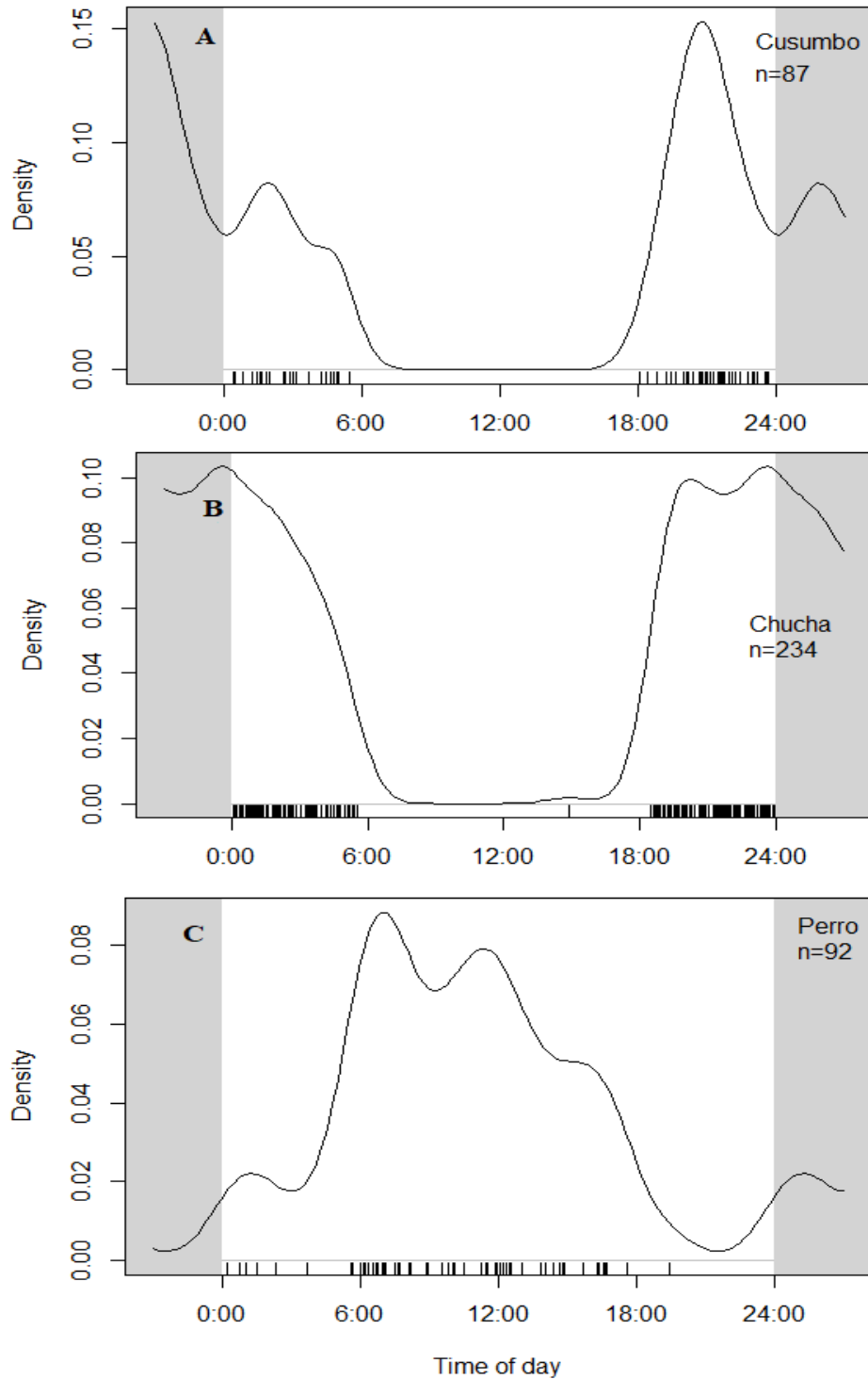
**Tabla 5.** Modelos de ocupación para la chucha de tierras altas y el cusumbo empleando variables a nivel de meso-escala en el fragmento ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río de Bogotá (RFPPCARB). Par: Número de parámetros en cada modelo, AIC: Criterio de información de Akaike, Delta AIC: Cambio entre los modelos, AICwt: Peso de cada modelo, cumltvWt: Acumulación de cada modelo. En gris se señalan los mejores modelos.

Covariable	Estimación	E.E	2.50%	97.50%	5%	90%	Importancia
$p(\text{Int})$	-1.9213511	0.12634969	-2.16899192	-1.6737102	-2.12919632	-1.713505829	NA
$p(\text{Pend})$	0.2045083	0.09996801	0.00857464	0.4004421	0.04006096	0.368955732	1
$\Psi(\text{DA})$	-0.7651776	0.79640824	-2.32610903	0.7957539	-2.07526912	0.544913975	0.3885278
$\Psi(\text{DB})$	2.3460084	0.85794793	0.66446139	4.0275555	0.93468409	3.75733279	1
$\Psi(\text{DU})$	0.7571185	0.69493511	-0.60492933	2.1191663	-0.3860498	1.900286725	0.3885278
$\Psi(\text{Int})$	-0.8588443	0.51802887	-1.87416226	0.1564736	-1.71100182	-0.006686834	NA

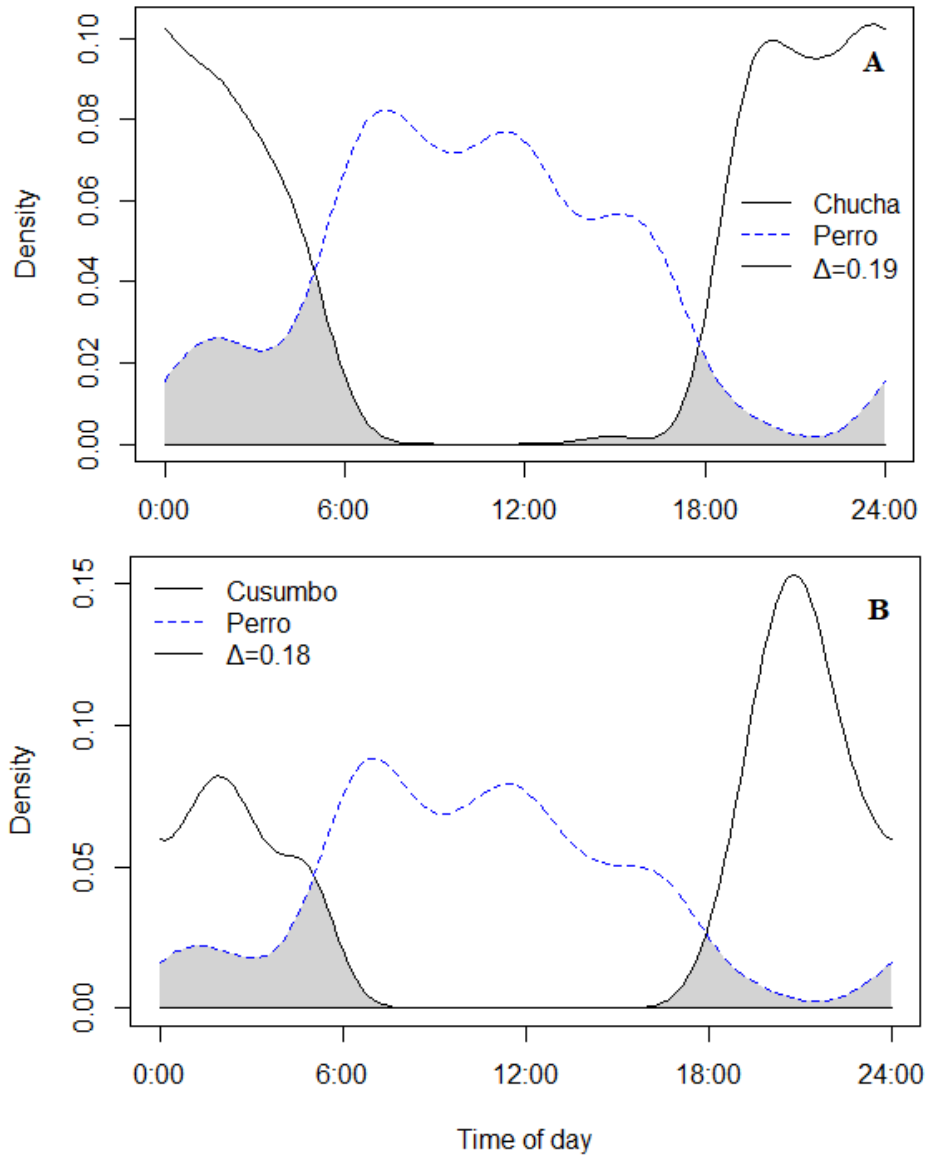
**Tabla 6.** Modelos promedios para la ocupación empleando variables a nivel de meso-escala para el cusumbo en el fragmento ubicado entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río de Bogotá (RFPPCARB).

<b>% de eventos independientes</b>					
<b>Especie</b>	<b>N</b>	<b>Diurnos</b>	<b>Nocturnos</b>	<b>Crepusculares</b>	<b>Clasificación</b>
<i>Nasuella olivacea</i>	87	0	88.05	11.94	Nocturna
<i>Didelphis pernigra</i>	234	0.42	82.05	17.52	Principalmente nocturna
<i>Canis lupus</i>	92	60.31	15.8	23.08	Diurna

**Tabla 7.** Número de registros independientes, porcentaje de eventos por patrón de actividad y su clasificación para el cusumbo, Chucha de tierras altas y el perro en el fragmento de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuanca Alta del Río Bogotá ubicada entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque, Cundinamarca.



**Figura 3.** Patrones de actividad de A) Cusumbo, B) Chucha de tierras altas y C) Perro en el fragmento de la Reserva Forestal Productora Protectora Cuenca Alta del Río Bogotá ubicada entre los municipios de Tabio, Tenjo y Subachoque.



**Figura 4.** Solapamiento en los patrones de actividad A) Chucha de tierras altas y el perro B) Cusumbo y el perro en el fragmento de la Reserva Forestal Productora Protectora Cuenca Alta del Río Bogotá ubicada entre los municipios de Tabío, Tenjo y Subachoque.

### **Artículo 3. ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA TRES ESPECIES DE MESODEPREDADORES ALTOANDINOS COMO HERRAMIENTA PARA SU CONSERVACIÓN**

Juan Sebastian Jimenez-Ramirez<sup>1</sup> & Hugo Fernando López-Arévalo<sup>1</sup>

Grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia<sup>1</sup>

#### **RESUMEN**

Se evaluó la distribución potencial del cusumbo (*Nasua olivacea*), el zorro (*Cerdocyon thous*) y la oncilla (*Leopardus tigrinus*) en el sector norte de la Sabana de Bogotá a partir del área de los fragmentos de bosques (considerados como hábitat) presentes en esta parte del departamento de Cundinamarca, Colombia. Dando como resultado un área de 108749.88 ha disponibles para la distribución del cusumbo distribuidos en 288 fragmentos de hábitat, 93899.64 ha disponibles para el zorro en 47 fragmentos y 81014.15 ha disponibles para la oncilla distribuidos en un total de 22 fragmentos. También se evaluó la conectividad funcional de la zona de estudio para cada una de las especies a partir de una distancia umbral determinada como el radio del área de acción reportados para cada especie y la conectividad a una distancia de cinco veces el radio del área de acción. Dando como resultado un Índice Integral de Conectividad (IIC) para el cusumbo de 0.189 a una distancia de 190 m y de 0.542 a una distancia de 6.170 m, el IIC para el zorro fue de 0.212 a una distancia de 944 m y de 0,417 a una distancia de 4720 m, por último, el IIC para la oncilla a una distancia de 1784 m fue de 0.185 y de 0.361 a una distancia de 8500 m. De igual forma se evaluó la distribución potencial de las especies en un escenario futuro, en el cual, los únicos fragmentos de hábitat resultantes de las actividades antrópicas son los que se encuentran dentro de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá,

dando como resultado un área disponible para el cusumbo de 26563.50 ha conformada por 81 fragmentos, 23110.11 ha para el zorro conformada por 22 fragmentos y 15365.52 ha para la oncilla conformada por 8 fragmentos. La conectividad presente en este escenario para las tres especies de mesodepredadores es casi inexistente a cualquier distancia de desplazamiento, siendo necesario la implementación de estrategias de conservación que permitan aumentar la conectividad entre los fragmentos de hábitats presentes en la zona de estudio, como la creación de una reserva archipiélago o creación de cercas vivas, de lo contrario, con el cambio en el uso del suelo que se presenta en la región, se podrían generar extinciones locales de la fauna existente en la zona en poco tiempo.

**Palabras Clave:** Mesodepredadores, fragmento, hábitat, Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá.

## **INTRODUCCIÓN**

Los patrones de distribución de las especies suelen ser discontinuos debido a las variaciones espaciales de las condiciones ambientales, las cuales a su vez determinan la calidad de sus hábitats (Santos and Tellería, 2006). La distribución de especies es el insumo básico para desarrollar planes de manejo y conservación, además son la base sobre la cual se estructuran estudios avanzados de taxonomía y ecología. Sin embargo, tanto la distribución de las especies como su conectividad se ven fuertemente influenciadas por los procesos de transformación de los hábitats de las especies, presentándose cambios importantes en las poblaciones (Cardillo et al., 2004).

A medida que el grado de fragmentación aumenta y se reduce la cantidad total de hábitat disponible, se incrementa el número de fragmentos de hábitat, disminuye su tamaño medio, aumenta su aislamiento, se reduce su calidad y se pierde la conectividad entre los fragmentos

(Fahrig 2003; Arroyo-Rodríguez et al. 2005). La conectividad del paisaje es el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento entre fragmentos de recursos, el intercambio genético y otros flujos ecológicos que son críticos para la viabilidad y supervivencia de las especies (Taylor et al. 1993; Crooks & Sanjayan 2006). Por lo tanto, la conectividad del paisaje es necesaria para sostener y mantener la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran espacialmente relacionados entre sí, como la dispersión, el flujo genético entre poblaciones aisladas, la migración y a largo plazo la evolución de las especies (Taylor et al. 1993; Correa-Ayram et al. 2014), haciendo que sea esencial incluir la conectividad para la planificación de la conservación y el análisis del cambio del paisaje (Nikolakaki 2004; Saura & Pascual-Hortal 2007).

Los bosques montanos de la ecorregión del norte de los Andes son catalogados como uno de los sitios con mayor biodiversidad del mundo, desafortunadamente también se encuentran catalogados como unas de las zonas más amenazadas (Gómez Mora et al., 2005). La pérdida de hábitat siempre está asociada a los efectos negativos de las actividades humanas, las cuales conllevan a modificaciones intensas del territorio, traduciéndose en impactos significativos en la biodiversidad. La distribución de algunas poblaciones de plantas y animales han sufrido cambios drásticos debido a las modificaciones antrópicas en los ecosistemas de todo el planeta, con sus consecuentes impactos ecológicos (Palma-Ordaz and Delgadillo-Rodríguez, 2014). La causa subyacente de prácticamente todas las disminuciones recientes y en curso de las especies de mamíferos es el crecimiento de las poblaciones humanas, asociado con la pérdida de hábitat, la caza y la propagación de especies invasoras (Cardillo et al., 2004). siendo el cambio del uso del suelo para implementación de cultivos agrícolas el principal factor que influye en la sobrevivencia de las especies (Tilman et al., 2017). Las especies más afectadas son los depredadores dentro de las interacciones entre especies (Bitetti, 2008).

Tres de las especies de mesodepredadores registradas en la zona de estudio son el cusumbo, el zorro y la oncilla (Artículo 1). El cusumbo y la oncilla son dos especies características de zonas altas entre 1.700 y 4.100 m, siendo más frecuentes sobre los 2.000 m (Balaguera-Reina et al. 2009; Payán & González-Maya 2011; Solari et al. 2013; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves 2015). Estas dos especies presentan un gran vacío de información sobre aspectos ecológicos, desconociendo el estado de sus poblaciones, estando el cusumbo clasificado en la categoría de Casi Amenazado (NT) debido a que esta especie necesita de hábitats boscosos y gran parte de su rango de distribución se encuentra dentro de las áreas más pobladas y deforestadas de Colombia y Ecuador, estimándose que solo el 36% de su distribución cuenta con cobertura vegetal, por lo que es probable que sus poblaciones se hayan reducido considerablemente (González-Maya et al. 2016), por su parte, la oncilla se encuentra clasificada en la categoría de Vulnerable (VU) debido a que se estima que las poblaciones de esta especie han disminuido en un 31.7% en tres generaciones, además, es probable que las poblaciones presentes en Centro América sean otra especie diferente, al igual que ocurrió con las poblaciones presentes en el sur de Brasil ( Payan & Oliveira 2016), en cuando al zorro, es la especie de canido más común de las cinco presentes en el país (Ramírez-Cháves and Pérez, 2015), registrándose en todo el territorio nacional a excepción de la región amazónica, entre los 0 y 3.400 m (Solari et al. 2013; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves 2015), no obstante, esta especie es poco conocida en la zona de estudio, presentándose pocos registros (Artículo 1). Con el fin de discutir la conservación local de estas tres especies a largo plazo, el objetivo del presente estudio es evaluar las posibles zonas de distribución de las tres especies de mesodepredadores y su conectividad en el sector norte de la Sabana de Bogotá, Cundinamarca.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### Área de estudio

El estudio se desarrolló en la zona norte de la Sabana de Bogotá, la cual abarca un total de 30 municipios. La temperatura del sector norte de la sabana de Bogotá se encuentra entre 6C° y 18C°, presentándose un rango de precipitación anual entre 500 y 3000 mm, la humedad relativa promedio anual es de 80% (CAR et al., 2015). En donde se pueden encontrar coberturas vegetales importantes para conservar la biodiversidad como lo son los bosques altoandinos y páramos (CAR et al. 2013; CAR et al. 2015).

Económicamente la Sabana de Bogotá vive de la industria, el comercio, los servicios, el turismo, la explotación minera y las actividades agropecuarias, las tres primeras están centradas en Bogotá y en los municipios vecinos. La ganadería es principalmente de leche y los derivados lácteos se procesan en diversas industrias. En relación a la agricultura, se cultiva, maíz, frijol, legumbre y frutales, estas actividades se desarrollan en todo el territorio. La floricultura está muy desarrollada en la zona, las cuales son exportadas a Europa y Estados Unidos (Cámara de Comercio de Bogotá, 2015).

La zona de estudio alberga gran parte de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá (RFPPCARB), la cual es una reserva de Ley segunda (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 1997; CAR et al. 2013). Fue creada por la Junta Directiva del Instituto Nacional de Recursos Naturales y del Ambiente (INDERENA), bajo artículo 2 del Acuerdo 30 de 1976, aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución 76 de 1997 con una extensión de 245147 ha (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 1997; CAR et al. 2013). Sin embargo, en el momento de realizar dicha delimitación, existían en su interior

áreas clasificadas como suelo urbano y zonas de expansión urbana, generando problemas en el manejo y administración por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales competentes, motivos por los cuales en el 2014 bajo Resolución 138 se realindero la reserva quedando con una extensión final de 94.161 ha (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 1997). De los 28 fragmentos finales que conforma la Reserva, en nuestro estudio por su ubicación, incluimos solo 17 fragmentos.

### Análisis de datos

#### *Clasificación de hábitat*

Clasificamos hábitat como las coberturas naturales en donde han sido reportadas al cusumbo, zorro y la oncilla (Nowell & Jackson 1996; Sánchez & Alvear 2003; Sánchez et al. 2008; Balaguera-Reina et al. 2009; Liévano-Latorre & López-Arévalo 2015; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves 2015; Ramírez-Mejía & Sánchez 2016; Jiménez-Alvarado et al. 2017; Sánchez-Londoño 2017), estas coberturas fueron: bosques, arbustales, cultivos forestales y herbazales. Las coberturas que clasificamos como no hábitat fueron: pastos y potreros, cultivos transitorios y zonas urbanas. La clasificación se realizó por medio de cartografía de la zona a escala 1:25.000 suministrada por la entidad ONF-Andina, modificada empleando el Software de Sistema de Información Geográfico QGIS 3.6.3.

#### *Distribución potencial*

Los modelos de distribución a nivel nacional realizados para estas especies incluyen al departamento de Cundinamarca con una alta probabilidad de distribución de éstas especies (Balaguera-Reina et al. 2009; Helgen et al. 2009; Payán & Gonzáles-Maya 2011), sin embargo, a una escala más fina las cosas son muy diferentes, ya que la transformación por actividades

entrópicas que se genera en esta región del país es elevada (Gómez Mora et al., 2005), por lo tanto, asumimos que la distribución potencial de estas especies está directamente relacionada con las zonas en donde puedan encontrar refugio, puedan alimentarse y reproducirse, de esta forma la delimitación a nivel local que proponemos para las tres especies de mesodepredadores tuvo en cuenta el área de acción reportada en la literatura para las especies, siendo para el cusumbo de 11.3 ha (Rodríguez-Bolaños et al. 2003), la del zorro de 280 ha (Maffei and Taber, 2003), para la oncilla, al ser una especie que no se ha evaluado su área de acción, se empleó el área de acción reportada para *Leopardus guttulus* de 1000 ha (Kasper et al., 2016) siendo ésta una especie similar a la oncilla. Con el fin de evaluar el potencial de conservación, planteamos la distribución potencial de estas especies en un escenario futuro, en el cual, consideramos que las zonas de hábitat presentes dentro de la delimitación de la RFPPCARB serían las últimas existentes de seguir la dinámica de transformación actual. Los registros de las tres especies en la zona de estudio se tomaron como ocupación real dentro de los escenarios analizados.

### *Evaluación de conectividad*

Para evaluar la conectividad se emplearon los fragmentos de distribución potencial de las tres especies, la evaluación de la conectividad se realizó calculando el Índice Integral de Conectividad (IIC) propuesto por Pascual-Hortal & Saura (2006).

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + n |_{ij}}}{A_L^2}$$

El Índice Integral de Conectividad (IIC) presenta valores de entre 0 y 1, a medida que el valor se acerca a 1 significa que existe una mayor conectividad, en donde n corresponde al

número total de nodos (en este caso los nodos corresponden a fragmentos de hábitat),  $a_i$  y  $a_j$  son atributos de los nodos  $i$  y  $j$ ,  $n_{ij}$  es el número de enlaces en la ruta más corta entre fragmentos  $i$  y  $j$  y  $A_L$  es el máximo atributo del paisaje, siendo en este caso tomado con el área total del paisaje, comprendiendo zonas de hábitat y no hábitat (Pascual-Hortal & Saura 2006; Saura & Pascual-Hortal 2007). Los componentes se definieron como el conjunto de fragmentos de hábitat disponibles para mantener poblaciones o un conjunto de individuos, los cuales están conectados a una distancia umbral definida, en este caso como el radio del área de acción de cada especie, y fue aumentando hasta llegar a un máximo de cinco veces la distancia inicial, además, se calculó la distancia mínima necesaria para que las especies perciba los fragmentos como un solo componente. Por último, se evaluó la importancia de conectividad acumulada (dIIC) de cada nodo (fragmento) en la zona de estudio.

## **RESULTADOS**

### Escenario actual

Para la zona de estudio se encontraron un total de 17 localidades con registros del cusumbo, cinco localidades con registros del zorro y siete localidades con registros de la oncilla, siendo estos resultados un reflejo de los pocos estudios en mamíferos realizados en esta región del país, los sitios en donde se encontraron los registros de las especies fueron considerados como nodos activos. La zona de estudio presenta un área total de 455271.38 ha, de las cuales 109267.56 ha corresponden a hábitat, distribuidas en 354 fragmentos, presentando un tamaño promedio de 308.66 ha, el fragmento más pequeño presenta un área de 2.29 ha y el fragmento más grande un área de 28605.85 ha, la mayoría de los fragmentos se encuentran entre un área de 10 y 50 ha (Figura 2

De los 354 fragmentos presentes en la zona de estudio, 288 cuentan con un área mínima para que el cusumbo pueda distribuirse, dando un área total de 108749.88 ha, un tamaño promedio de fragmento de 377.60 ha, siendo el área de fragmento más pequeño de 11.57 ha y el área más grande de 28605.85 ha (Tabla 2 y Figura 5). Para el zorro (*C. thous*) 47 de los 354 fragmentos cuentan con el área mínima para que la especie esté presente, dando como resultado un área total de 93899.64 ha, con un tamaño promedio de 1997.86 ha, siendo el fragmento más pequeño de 300 ha y el fragmento más grande de 28605.85 ha (Tabla 2 y Figura 5). Por último, para la oncilla la zona presenta solo 22 fragmentos con área mínima para la supervivencia de la especie, dando un área total de 81014.15 ha, un área promedio de 3682.46 ha, siendo el fragmento más pequeño de 1045.20 ha y el más grande de 28605.85 ha (Tabla 2 y Figura 5).

La identificación de número de componentes para el cusumbo muestra que a una distancia de 190 m los fragmentos forman un total de 161 componentes, mientras que a una distancia de desplazamiento de 950 m se forman un total de 39 componentes, siendo necesario que el cusumbo pueda desplazarse una distancia de 6170 m por la matriz de no hábitat para que pueda percibir todos los fragmentos como un solo componente (Figura 7 A). Para el zorro, los fragmentos a una distancia de 944 m conforman un total de 19 componentes, a partir de los 4720 m los fragmentos de hábitat son percibidos por el zorro como un solo componente (Figura 7B). A una distancia umbral de 1784 m el hábitat de la oncilla está conformado por 11 componentes, a partir de los 8500 m el hábitat conforma un solo componente (Figura 7 C).

El Índice Integral de Conectividad (IIC) es bajo para las tres especies en los dos escenarios, siendo aún más bajo en el escenario futuro. Evidenciando que la zona de estudio presenta una alta separación entre los fragmentos de hábitat, impidiendo la conectividad entre muchos fragmentos para las tres especies de mesodepredadores, pudiendo generar fragmentos aislados de hábitat

(Tabla 3). Al analizar los valores de importancia de conectividad acumulada (dIIC) solo encontramos dos fragmentos que presenta valores elevados de este índice (12.28% y 79.28%) (Figura 8).

### Escenario futuro

Si continúan las dinámicas de pérdida de las coberturas naturales por actividades antrópicas como la agricultura, ganadería entre otros (Figura 3 A y B) el escenario en el futuro sería muy diferente al que encontramos actualmente. En el escenario futuro que planteamos, la zona de estudio presentaría un área total de 26721.04 ha, sufriendo una reducción del 75.55% del área de hábitat disponible, distribuidas en 108 fragmentos, presentando un área promedio de 247.42 ha, siendo el fragmento más pequeño de 0.14 ha y el más grande de 4198.83 ha, la mayoría de los fragmentos se encuentran entre los 10 y 50 ha (Figura 4).

Disminuyendo tanto el número de fragmentos que presentan el área mínima para la supervivencia de las tres especies, dando un área total de 26563.50 ha para el cusumbo, 23110.11 ha para el zorro y 15365.52 ha para la oncilla (Tabla 2 y Figura 6). De igual forma se disminuye la conectividad entre los fragmentos de hábitat, haciendo necesario que el cusumbo, el zorro y la oncilla necesiten desplazarse 12690 m, 14161 m y 11965 m respectivamente para poder percibir todos los fragmentos como un solo componente (Figura 7 A, B y C).

## **DISCUSIÓN**

Hipótesis de la distribución potencial de las tres especies han sido generadas por diferentes autores, por ejemplo Balaguera-Reina et al. (2009) y Helgen et al. (2009) proponen que el cusumbo (*Nasuella olivacea*) se distribuye en los Andes del norte, en los países de Colombia y Ecuador y posiblemente en el norte del Perú, sin embargo, la especie no ha sido registrado en esta parte de Perú, no obstante, Pacheco et al. (2007) la reportan para Apurímac, Perú. Pacheco et al.

(2009) comentan que la distribución disyunta de esta población con respecto a las poblaciones del norte de los Andes podría sugerir diferencias taxonómicas a ser evaluadas, como lo ocurrido con *N. olivacea* y *N. meridensis* (Helgen et al., 2009). Para Colombia se propone que se distribuye en las tres cordilleras, entre los 1700 y 4100 m (Solari et al. 2013; Morales-Martínez et al. 2014; González-Maya et al. 2016).

La oncilla (*Leopardus tigrinus*) es la especie de felino silvestre más pequeña de Colombia (Rodríguez-Mahecha et al 2006; Payan & Oliveira 2016). Esta especie de tigrillo se ha registrado desde Costa Rica hasta el Norte de Argentina, sin embargo, son pocos los registros de la especie sobre todo en la parte central y norte de sur América (Payán & Gonzáles-Maya, 2011; Oliveira-Santos et al. 2012; Payan & Oliveira 2016). El modelo de distribución potencial realizado por Payán & Gonzáles-Maya (2011) para la oncilla en Colombia estima que la distribución cubre aproximadamente 196421km<sup>2</sup>, estando presente en las tres cordilleras sobre los 2000 m principalmente, siendo la cordillera oriental la principal área de distribución de la especie, al igual que el cusumbo.

Por su parte, el zorro es una especie que se considera común en todo su rango de distribución, la especie está reportada en Colombia, Ecuador, Panamá, Paraguay, Bolivia, Uruguay, el norte de Argentina, oriente de Brasil, Guayana, Guyana francesa y Surinam (Courtenay & Maffei 2004; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves 2015). En el país se encuentra distribuido entre los 0 y 3400 m (Solari et al., 2013) exceptuando la región amazónica, siendo común en los Andes, Orinoquia y el Caribe (Suárez-Castro and Ramírez-Chaves, 2015), considerándose la especie de zorro más común en el país (Solari et al. 2013; Ramírez-Cháves & Pérez 2015). Sin embargo, en nuestra área de estudio, no parece ser una especie común (Jimenez-Ramírez & López-Arévalo datos sin publicar).

Por lo general, los modelos de distribución son realizados a partir de las correlaciones de los registros de presencia de las especies junto con variables climáticas (Santos & Tellería 2006; Mateo et al. 2011). Pese a las distribuciones probables reportadas para estas especies (Courtenay & Maffei 2004; Balaguera-Reina et al. 2009; Helgen et al. 2009; Payán & Gonzáles-Maya 2011), la alta transformación que se genera en esta región del país ha llevado a la reducción de las zonas en donde se podrían distribuir las especies de fauna nativa, en el momento de revisar a una escala más fina nuestra zona de estudio, encontramos un escenario de fragmentos de hábitat separados por una matriz no habitable, dando como resultado pocas zonas en donde las especies pueden distribuirse.

Además de disminución en las área de distribución de las especies de mesodepredadores, estas tres especies presentan una baja conectividad entre los fragmentos existentes con los valores menores de distancia de desplazamiento establecidos, es importante tener en cuenta esto, debido a que el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento entre fragmentos es un tema clave para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas (Taylor et al. 1993; Crist et al. 2005; Saura & Pascual-Hortal 2007). Esta baja conectividad explica que en el escenario inicial se generen una gran cantidad de componentes. Cuando la distancia entre fragmentos es mayor a la distancia en la que las especies pueden atravesar un paisaje transformado se reducen procesos ecológicos como la complementación y suplementación del paisaje, impidiendo que las especies puedan complementar o suplir los recursos necesarios con los presentes en otros fragmentos para su supervivencia (Dunning et al., 1992). Rojas-Pardo, (2010) comenta que gracias a estos dos procesos, el venado cola blanca puede estar en áreas que presentan valores bajos calidad de hábitat, ya que puede obtener recursos en los bosques que se encuentran en bajas cantidades o ausentes en la sabana. De igual forma, Clavijo-Morales, (2017) comenta que gracias a la presencia de áreas verdes como jardines

residenciales y estructuras de pequeño tamaño como separadores viales verdes entre las calles o carreteras, la avifauna urbana puede suplir y complementar recursos alimenticios y de refugio, permitiendo la sobrevivencia de estas especies en ambientes urbanos.

Al aumentar la distancia de desplazamiento en cinco veces, la oncilla y el zorro podrían disponer de todo el hábitat al conformar un solo componente en el escenario actual, presentando de igual forma un aumento en los valores de IIC. Estas dos especies de mesodepredadores presentan cierto grado de tolerancia a la transformación, siendo la oncilla la especie del género *Leopardus* que se ha registrado como más tolerante a la transformación antrópica (Oliveira-Santos et al. 2012; Liévano-Latorre & López-Arévalo 2015; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves 2015), de igual forma, la capacidad que presentan las especies de felinos de recorrer grandes distancias en busca de recursos alimenticios permitiría el paso de un fragmento a otro (Kasper et al., 2016), caso similar ocurre con varias especies de zorros, las cuales son tolerantes a la transformación de las zonas naturales por urbanización (Wandeler et al. 2003; Scott et al. 2014), siendo el zorro (*C. thous*) una especie que ha sido registrada dentro de ciudades de Colombia como Medellín-Antioquía (<https://www.elcolombiano.com/medio-ambiente/por-que-hay-zorros-en-medellin-DC5895702>) y Florida Blanca-Santander (<https://www.vanguardia.com/area-metropolitana/floridablanca/alerta-por-presencia-de-jauria-de-zorros-en-barrio-de-floridablanca-ODv1428006>), demostrando la capacidad de adaptación que presenta esta especie a cambios en sus áreas naturales.

La conectividad de estos fragmentos es fundamental para la existencia de metapoblaciones, ya que puede permitirse el paso de individuos de un fragmento a otro, de esta forma mantener una alta diversidad genética, además de poder colonizar fragmentos de hábitat en diferentes temporadas, permitiendo una complementación y suplementación de los recursos, de igual forma, el proceso de fuente sumidero es fundamental en estas áreas fragmentadas, permitiendo el flujo

de individuos desde fragmentos fuentes a fragmentos con condiciones no tan favorables consideradas (Dunning et al., 1992). López-Arévalo (2010) evaluó la conectividad de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en bosque mesófilo de montaña en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, encontrando que pese a la alta fragmentación y baja conectividad del bosque mesófilo, esta especie de zorro no se ve afectado debido a la configuración que presenta el estudio y a su capacidad de desplazamiento, estos resultados pueden ser comparados con los nuestros, en donde la oncilla y el zorro presentan una mayor conectividad gracias a sus capacidades de desplazamiento y a la tolerancia a zonas transformadas.

Por otro lado, un factor importante a tener en cuenta es la interacción que se puede presentar en las zonas de no hábitat y los bordes de los fragmentos entre estas especies de mesodepredadores nativas y los perros (Lacerda et al. 2009; López-Arévalo 2010; Young et al. 2011; Sánchez-Londoño, 2017; Rodríguez-León & López-Arévalo 2019; Artículo 1, Artículo 2). Algunos estudios muestran el impacto que ejercen los perros sobre especies de canidos silvestres, modificando tiempo de forrajeo, abundancias relativas y sus distribuciones (p.e Vanak & Gompper 2009; Silva-Rodríguez et al. 2010; Paschoal et al. 2012; Zapata-Ríos & Branch 2016), de igual forma Payan & Oliveira (2016) reportan que una de las amenazas que presenta la oncilla en su área de distribución es la depredación por parte de los perros, además, Oliveira et al. (2013), Marinho (2015) y Sepúlveda et al. (2015) sugieren que otro efecto negativo ejercen los perros sobre la oncilla y el zorro es el contagio de enfermedades. No obstante, un factor que puede ayudar a minimizar el contacto entre los perros y las dos especies nativas son los patrones de actividad presentados por estas dos especies nativas, ya que tanto la oncilla como el zorro son especies principalmente nocturnas (Faria-Corrêa et al. 2009; Marinho et al. 2018), lo que le confiere una mayor facilidad para atravesar la matriz transformada entre un fragmento y otro, ya que de esta forma, reducen el contacto con los perros, ya que los patrones de actividad de esta

especie doméstica han sido clasificados como diurnos (Sepúlveda et al. 2015; Rodríguez-León & López-Arévalo 2019; Artículo 2).

En cuanto al cusumbo, encontramos que una gran parte de los fragmentos de hábitat se encuentran totalmente aislados, incluso al aumentar la distancia de desplazamiento cinco veces. Esta pérdida de conectividad es un tema crítico, para la persistencia de las poblaciones y es de vital importancia para generar estrategias de conservación (Dunning et al. 1992; Dunham & Rieman 1999). Lino et al. (2019) reportan que especies de mamíferos que se encuentran en situaciones de alta fragmentación del hábitat, su diversidad alélica se ve fuertemente reducida, siendo particularmente susceptible las especies que son dependientes de los bosques, como es el caso del cusumbo (Artículo 1 y Artículo 2). Trabajos realizados por Arroyo-Rodriguez et al. (2005) con el mono aullador (*Alouatta palliata mexicana*) en los Tuxtlas, México y López-Arévalo (2010) con el puerco espín (*Sphiggurus mexicanus*) evidencian que por su baja capacidad de desplazamiento entre fragmentos, los procesos de fragmentación aumenta el aislamiento de las poblaciones, caso similar a lo que ocurre con el cusumbo en nuestra área de estudio, reduciendo su posibilidad de supervivencia ante la acelerada pérdida de coberturas naturales. A esta poca conectividad y el gran aislamiento que puede estar sufriendo el cusumbo se le adiciona la presencia de perros, los cuales ejercen un impacto negativo en las poblaciones de esta especie (Zapata-Ríos & Branch 2016; Artículo 2).

Las especies que se encuentran bajo estos escenarios de alta fragmentación se ven obligados a moverse entre los fragmentos pequeños para poder cubrir sus requerimientos de hábitat (Zetterberg et al., 2010), por ende, el cusumbo tiene que arriesgarse a pasar por la matriz de no hábitat para llegar a otro fragmento, sin embargo, al ser una especie diurna (Rodríguez-Bolaños et al., 2003), el adentrarse en esta matriz significa un gran peligro por la presencia de perros y otros factores antrópicos, ante esta amenaza, la actividad nocturna puede ser una

estrategia para disminuir el peligro (Gaynor et al., 2018), siendo una especie catalogada como nocturna en la zona de estudio (Artículo 2), de esta forma poder trasladarse de un fragmento a otro disminuyendo la probabilidad de muerte por depredación. De igual forma, en la zona de estudio se observa una reducción en el tamaño de grupo, siendo registrados únicamente individuos solitarios (Jimenez-Ramirez & López-Arévalo sin publicar) siendo esta una especie altamente social, llegando a registrarse grupos de hasta 60 individuos en zonas conservadas (Lopez-Arevalo et al. 1993; Sánchez & Alvear 2003), pese a que la reducción en el tamaño del grupo en una especie social es un impacto negativo importante, la disminución del tamaño de grupo puede favorecer un poco el traslado de un fragmento a otro, ya que estando solitarios son menos visibles para los depredadores.

Otro factor importante que considerar en la conectividad de estas tres especies de mesodepredadores es la presencia de carreteras, desafortunadamente estas especies son reportadas por Delgado-V (2007) y Delgado-V (2014) como fauna que sufre colisiones con vehículos en la vía el Escobero, ubicada en el municipio de Envigado, Antioquia, de igual forma, en la zona de estudio se registró a un cusumbo muerto en la vía (Figura 12) y otro cruzando la vía a horas de la noche, evidenciando el riesgo que presentan estas especies en el momento de atravesar de un fragmento a otro, Fu et al. (2010) reportan que el impacto que generan las vías en la conectividad del paisaje en bosques de sureste de China, encontrado que las vías impactan negativamente la probabilidad de conectividad en un 32.78%.

Si los procesos de transformación de las zonas urbanas continúan de la misma forma que van ocurriendo hasta el momento, el escenario futuro de las coberturas de hábitat se verá afectadas de una forma drástica, disminuyendo las zonas de distribución de las tres especies a unos cuantos fragmentos, y presentando valores de IIC cercanos a 0, es decir que la conectividad para estas especies es casi inexistente. La reducción en el tamaño de los fragmentos da lugar a

una progresiva pérdida de las especies, siendo una pérdida que se genera bajo un determinado orden (Patterson & Atmar 1986; Jackson & Gaston 2008), siendo las especies que presentan mayor área las primeras en desaparecer cuando el fragmento pierda ese tamaño umbral (Cardillo et al. 2004; Santos & Tellería 2006). Por lo tanto, en darse este escenario, las especies estarían aisladas y condenadas a desaparecer en el tiempo, caso similar es lo que ocurre con el lince ibérico, ya que las poblaciones remanentes de lince son pequeñas, se encuentran en aislamiento y presentan una baja variabilidad genética, convirtiéndolos en una especie que puede sufrir un descenso poblacional drástico con gran facilidad (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008). Siendo fundamental implementar medidas en pro de conservar áreas prioritarias para la conservación de estas especies y que permitan generar conectividad entre estos fragmentos.

La cuantificación de la importancia individual de cada área de hábitat en términos de variación porcentual en el grado total de conectividad, permite un análisis adicional de apoyo a la toma de decisiones (Pascual-Hortal and Saura, 2008), la zona de estudio solo presenta dos fragmentos con altos valores de importancia de conectividad acumulada (dIIC) (Figura 8), estos dos fragmentos son de gran relevancia para la conservación de las tres especies, ya que son los que presentan mayor conectividad, además, uno de estos dos fragmentos es el que presenta mayor área en la zona de estudio. De igual forma, este fragmento se encuentra en una ubicación de gran importancia, ya que la distancia entre este fragmento y la Parque Nacional Natural Chingaza es pequeña (Figura 8), siendo ésta una de las reservas más importantes de la región Andina, albergando a una gran diversidad de fauna, incluidas las especies de mesodepredadores registradas en nuestra zona de estudio (Vargas Ríos & Pedraza 2004; Artículo 1).

Una estrategia que puede ser de gran utilidad por las características presentes en la zona de estudio es la creación de reservas archipiélago en la cual se incluyan estos dos fragmentos junto

con zonas que se encuentran delimitadas dentro de la Reserva Forestal Productora Protectora Cuenca Alta del Río Bogotá, el objetivo de este tipo de reservas es cubrir lo más posible de la diversidad regional mediante complementariedad entre distintas áreas, permitiendo aumentar la conectividad, evitando el deterioro de la biodiversidad en conjuntos de paisajes que integran mosaicos regionales con distintos grados de transformación humana (Halffter, 2005).

Además de la reserva archipiélago, aumentar la conectividad estructural de la zona de estudio por medio de corredores sería una acción fundamental para aumentar la conectividad de las especies entre los fragmentos. Una buena estrategia para aumentar la conectividad estructural es la creación de cercas vivas. Pese a que el origen de las cercas vivas tuvo lugar a la necesidad de resguardar al ganado en las zonas rurales, o a excluirlos de campos adyacentes (Martínez-Camilo et al., 2007), en términos de conservación las cercas vivas son consideradas como corredores dentro de los paisajes transformados, por lo tanto, su funcionalidad es característica de un corredor, generando un espacio adecuado para el movimiento o desplazamiento de organismos entre diferentes fragmentos de bosque (Chacón-León & Harvey 2007; Martínez-Camilo et al. 2007; De la Ossa-Lacayo 2013), reduciendo los impactos que pueden sufrir las especies en matrices transformadas (García Quiroga and Abad Soria, 2014).

## **CONCLUSIONES**

Debido a la alta transformación presente en la zona de estudio, el cusumbo, zorro y la oncilla presentan un área de distribución potencial de 108749.88 ha, 93899.64 ha y 81014.15 ha respectivamente, presentándose de igual forma una baja conectividad del paisaje para las tres especies a las menores distancias umbral de desplazamiento planteadas, sin embargo, al aumentar en cinco veces la distancia de desplazamiento, la oncilla y el zorro pueden percibir los fragmentos como un solo componente, caso contrario ocurre con el cusumbo, ya que dado su poca capacidad de desplazamiento, el paisaje está conformado por gran cantidad de componentes.

Al generar el posible escenario futuro de la zona de estudio, se presenta una reducción del 75.48%, 75.4% y 81.94% en las áreas de distribución del cusumbo, zorro y oncilla respectivamente, presentando una ausencia de conectividad entre los fragmentos de hábitat resultantes.

La generación de áreas de conservación que incluyan los fragmentos que presentan mayor conectividad junto con áreas dentro de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá es una alternativa importante para la preservación de las especies de mesodepredadores, siendo las reservas archipiélago una estrategia que resultaría benéfica para las tres especies de mesodepredadores estudiadas y otras especies de mamíferos presentes en el área de estudio, junto con la creación de cercas vivas que aumenten la conectividad entre los fragmentos presentes en la zona de estudio y de igual forma con el Parque Nacional Natural Chingaza.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos a ONF Andina por suministrar material cartográfico, a la Universidad Nacional de Colombia y a la Convocatoria Nacional de Proyectos para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018 por la financiación parcial y al grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia.

## **LITERATURA CITADA**

ARROYO-RODRIGUEZ V, S MANDUJANO & C CUENDE-FANTON. 2005. Ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores *Alouatta palliata mexicana* en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en los Tuxtlas, México. Universidad y Ciencia Especial:23–34.

BALAGUERA-REINA SA, A CEPEDA, D ZÁRRATE-CHARRY & JF GONZÁLEZ-MAYA.

2009. The state of knowledge of western mountain coati *Nasuella olivacea* in Colombia , and extent of occurrence in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:35–40.
- BITETTI MS Di. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy* 18:32–41.
- CÁMARA DE COMERCIO DE BOGOTÁ [online]. 2015. Caracterización económica y empresarial de diecinueve municipios de Cundinamarca. Bogotá.
- CAR, CORPOGUAVIO, CONSERVACIÓN INTERNACIONAL & ONF ANDINA. 2015. Tercer informe de avance convenio No 1288 de 2014 entre CAR, CORPOGUAVIO. Conservación Internacional y ONF Andina: Componente de diagnóstico del plan de manejo de la cuenca alta del río Bogotá. Capítulo 2: Componente Biofísico.
- CAR, CORPOGUAVIO, MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE & I de I de RBA Von HUMBOLDT. 2013. Propuesta de realinderación y recategorización de la Reserva Forestal Protectora Productora la Cuanca alta del Río bogotpa declarada mediante el Artículo 2° del Acuerdo 30 de 1976 aprobado por el Ministerio de Agricultura mediante la Resolución de 76 de 1.
- CARDILLO M, A PURVIS, W SECHREST, JL GITTLEMAN, J BIELBY & GM MACE. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2:909–914.
- CHACÓN-LEÓN M & CA HARVEY. 2007. Contribuciones de las cercas vivas a la estructura y conectividad de paisajes fragmentados en Río Frío, Costa Rica. P. 624, in: Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica (CA Harvey & JC Sáez, eds.). INBio, Heredia.
- CLAVIJO-MORALES A. 2017. Contribución y complementariedad de diferentes tipos de áreas verdes urbanas a la riqueza y abundancia de la comunidad de aves en la ciudad de Bogotá,

- Colombia. Pontificia Universidad Javeriana.
- CORREA-AYRAM C, ME MENDOZA & E LÓPEZ-GRANADOS. 2014. Análisis del cambio en la conectividad del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande* 59:7–23.
- COURTENAY O & L MAFFEI. 2004. Crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766). Pp. 32–38, in: *Canids: Foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan* (C Sillero-zubiri, M Hoffmann & DW Macdonald, eds.). IUCN/SSC Canid specialist group., Gland, Suiza & Cambridge, Reino Unido.
- CRIST MR, BO WILMER & GH APLET. 2005. Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: Biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *Journal of Applied Ecology* 42:181–191.
- CROOKS KR & M SANJAYAN. 2006. *Connectivity conservation*. P. in.: Cambridge University Press, New York.
- DELGADO-V CA. 2007. Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del Escorbero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas* 29:235–239.
- DELGADO-V CA. 2014. Adiciones al atropellamiento vehicular de mamíferos en la vía de el Escorbero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Revista EIA* 11:147–153.
- DUNHAM JB & BE RIEMAN. 1999. Metapopulation structure of Bull Trout: influences of physical, biotic, and geometrical landscape characteristics. *Ecological Applications* 9:642–655.
- DUNNING JB, BJ DANIELSON & HR PULLIAM [online]. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169–175.
- FAHRIG L [online]. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.

- FARIA-CORRÊA M, RA BALBUENO, EM VIEIRA & TRO DE FREITAS. 2009. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:220–229.
- FU W, S LIU, SD DEGLORIA, S DONG & R BEAZLEY [online]. 2010. Characterizing the “fragmentation-barrier” effect of road networks on landscape connectivity: a case study in Xishuangbanna, southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95:122–129. Elsevier B.V.
- GARCÍA QUIROGA F & J ABAD SORIA. 2014. Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia). *Observatorio Medioambiental* 17:253–298.
- GAYNOR KM, CE HOJNOWSKI, NH CARTER & JS BRASHARES. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360:1232–1235.
- GÓMEZ MORA AM, JA ANAYA & E ÁLVAREZ DÁVILA. 2005. Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 4:13–27.
- GONZÁLEZ-MAYA J., F REID & K HELGEN. 2016. *Nasuella olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- HALFFTER G. 2005. Reservas archipiélago: un nuevo tipo de área protegida. Pp. 281–286, in: *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (G Halffter, S Guevara & A Melo, eds.). Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España.
- HELGEN KM, RW KAYS, LE HELGEN, MTN TSUCHIYA-JEREP, CM PINTO, K-P KOEPFLI, et al. 2009. Taxonomic boundaries and geographic distributions revealed by an integrative systematic overview of the mountain coatis, *Nasuella* (Carnivora: Procyonidae).

- Small Carnivore Conservation 41:65–74.
- JACKSON SF & KJ GASTON. 2008. Land use change and the dependence of national priority species on protected areas. *Global Change Biology* 14:2132–2138.
- JIMÉNEZ-ALVARADO JS, C MORENO-DÍAZ, AF ALFONSO, A GIORDANO, I. M VELA-VARGAS, DA GOMEZ-HOYOS, et al. 2017. Ciudades biodiversas : mamíferos medianos de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, D.C., Colombia. *Mammalogy Notes* 4:37–41.
- KASPER CB, A SCHNEIDER & TG OLIVEIRA. 2016. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76:228–232.
- DE LA OSSA-LACAYO A. 2013. Cercas vivas y su importancia ambiental en la conservación de avifauna nativa. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 5:171–193.
- LACERDA ACR, WM TOMAS & J MARINHO-FILHO. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12:477–487.
- LIÉVANO-LATORRE LF & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2015. Comunidad de mamíferos no voladores en un área periurbana andina, Cundinamarca, Colombia. *Acta Biológica colombiana* 20:193–202.
- LINO A, C FONSECA, D ROJAS & E FISCHER [online]. 2019. A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology* 94:69–76. Elsevier GmbH.
- LÓPEZ-ARÉVALO HF. 2010. Efecto de la pérdida de conectividad del bosque mesófilo de montaña en la diversidad de mamíferos medianos en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz. Instituto de Ecología.

- LÓPEZ-ARÉVALO HF, OL MONTENEGRO-DIAZ & A CADENA. 1993. Ecología de los pequeños mamíferos de la reserva biológica Carpanta, en la cordillera oriental colombiana. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28:193–210.
- MAFFEI L & AB TABER. 2003. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon Thous*, En Un Bosque Seco. *Mastozoología Neotropical* 10:154–160.
- MARINHO PH, D BEZERRA, M ANTONGIOVANNI, CR FONSECA & EM VENTICINQUE [online]. 2018. Activity patterns of the threatened northern tiger cat *Leopardus tigrinus* and its potential prey in a Brazilian dry tropical forest. *Mammalian Biology* 89:30–36. Elsevier GmbH.
- MARINHO PHD [online]. 2015. Gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*) na Caatinga: ocupação e padrão de atividade de um felídeo ameaçado e pouco conhecido na floresta tropical seca do nordeste do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande Norte.
- MARTÍNEZ-CAMILO R, N MARTÍNEZ-MELÉNDEZ & MÁ PÉREZ FARRERA [online]. 2007. Las cercas vivas y su papel en la conservación de la biodiversidad en Chiapas. *LACANDONIA* 1:117–124.
- MATEO RG, ÁM FELICÍSIMO & J MUÑOZ. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217–240.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). 1997. Resolución No. 0138.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2008. Estrategia para la conservación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España. P. in: Estrategias de conservación, criterios orientadores. Gráficas Arias Montano.
- MORALES-MARTÍNEZ DM, AF SUAREZ-CASTRO, C CÁRDENAS-CASTRO & C FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ. 2014. Familia Procyonidae. Pp. 136–164, in: Los carnívoros

- terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo (AF Suárez-Castro. & HE Ramírez-Chaves, eds.). Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- NIKOLAKAKI P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68:77–94.
- NOWELL K & P JACKSON. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN:110–113.
- OLIVEIRA-SANTOS LGR, ME GRAIPEL, MA TORTATO, CA ZUCCO, NC CÁCERES & FVB GOULART [online]. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia* 29:115–120.
- OLIVEIRA TG de, MA TORTATO, LB de ALMEIDA, CB de CAMPOS & B de M BEISIEGEL. 2013. Avaliação do risco de extinção do Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 31:56–66.
- PACHECO V, R CADENILLAS, E SALAS, C TELLO & H ZEBALLOS. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de biología* 16:5–32.
- PACHECO V, E SALAS, L CAIRAMPOMA, M NOBLECILLA, H QUINTANA, F ORTIZ, et al. 2007. Contribución al conocimiento de la diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. *Revista Peruana de Biología* 14:169–180.
- PALMA-ORDAZ S & J DELGADILLO-RODRÍGUEZ. 2014. Distribución potencial de ocho especies exóticas de carácter invasor en el estado de Baja California, México. *Botanical Sciences* 92:587–597.
- PASCHOAL AMO, RL MASSARA, JL SANTOS & AG CHIARELLO. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia* 76:67–76.

- PASCUAL-HORTAL L & S SAURA. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21:959–967.
- PASCUAL-HORTAL L & S SAURA. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127:23–31.
- PATTERSON BD & W ATMAR. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28:65–82.
- PAYÁN E & JF GONZÁLES-MAYA. 2011. Distribución geográfica de la Oncilla (*Leopardus tigrinus*) en Colombia e implicaciones para su conservación. *Revista Latinoamericana de Conservación* 2:51–59.
- PAYAN E & T OLIVEIRA. 2016. *Leopardus tigrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- RAMÍREZ-CHÁVES H & WA PÉREZ [online]. 2015. New record of crab-eating fox *Cerdocyon thous* in southwestern Colombia with comments on its distribution in Colombia and Ecuador. *Canid biology and conservation* 18:6–9.
- RAMÍREZ-MEJÍA AF & F SÁNCHEZ [online]. 2016. Activity patterns and habitat use of mammals in an andean forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 27:1–7.
- RODRÍGUEZ-BOLAÑOS A, P SANCHEZ & A CADENA. 2003. Patterns of activity and home range of mountain Coati *Nasuella olivacea*. *Small Carnivore Conservation* 29:16–19.
- RODRÍGUEZ-LEÓN DS & HF LÓPEZ-ARÉVALO. 2019. Variación de la abundancia relativa de perros en un gradiente de presencia humana en dos reservas (Tabio, Cundinamarca). *Acta*

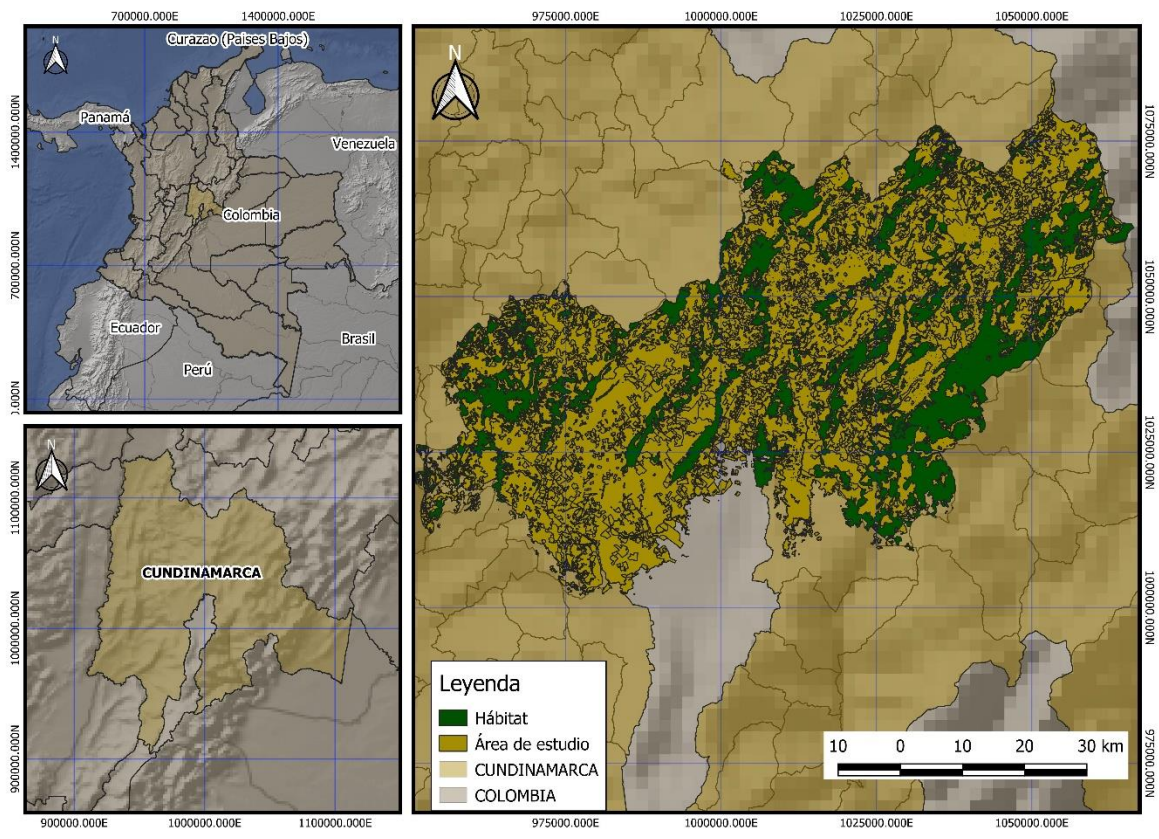
- biologica Colombiana 24:379–390.
- ROJAS-PARDO LN. 2010. Evaluación del uso y calidad del hábitat en poblaciones del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* en la Reserva Natural la Aurora, municipio de Hato Corozal, Casanare. Pontificia Universidad Javeriana.
- SÁNCHEZ-LONDOÑO JD. 2017. Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (Carnivora) en un paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia. Universidad Nacional de Colombia.
- SÁNCHEZ F, P SÁNCHEZ-PALOMINO & A CADENA. 2008. Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in andean forest and reforestations with andean alder: a preliminary analysis. *Caldasia* 30:197–208.
- SÁNCHEZ FA & M ALVEAR. 2003. Comentarios sobre el uso de hábitat , dieta , y conocimiento popular de los mamíferos en un bosque andino de Caldas, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 7:121–144.
- SANTOS T & JL TELLERÍA. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 2:3–12.
- SAURA S & L PASCUAL-HORTAL. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91–103.
- SAURA S & L PASCUAL-HOTAL. 2007. Conefor Sensinode 2.2 User's manual: Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. Universidad de Lleida, España. *Universidad de Lleida*. .
- SCOTT DM, MJ BERG, BA TOLHURST, ALM CHAUVENET, GC SMITH, K NEAVES, et al. 2014. Changes in the distribution of red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban areas in Great Britain: findings and limitations of a media-driven nationwide survey. *PLOS ONE* 9:1–11.
- SEPÚLVEDA M, K PELICAN, P CROSS, A EGUREN & R SINGER [online]. 2015. Fine-scale

- movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80:290–297. Elsevier GmbH.
- SILVA-RODRÍGUEZ EA, GR ORTEGA-SOLÍS & JE JIMÉNEZ. 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology* 35:765–777.
- SOLARI S, Y MUÑOZ-SABA, J V RODRÍGUEZ-MAHECHA, TR DEFLER, HE RAMÍREZ-CHAVES & F TRUJILLO. 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20:301–365.
- SUÁREZ-CASTRO AF & HE RAMÍREZ-CHAVES. 2015. Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo. P. in: Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- TAYLOR PD, L FAHRIG, K HENEIN & G MERRIAM. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *OIKOS* 68:571–573.
- TILMAN D, M CLARK, DR WILLIAMS, K KIMMEL, S POLASKY & C PACKER. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 456:73–81.
- VANAK AT & ME GOMPPER. 2009. Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and indian foxes in central India. *Journal of Mammalogy* 90:1058–1065.
- VARGAS RÍOS O & P PEDRAZA. 2004. El Parque Nacional Natural Chingaza. P. in.: Gente Nueva Editorial, Bogotá D.C.
- WANDELER P, SM FUNK, CR LARGIADÈR, S GLOOR & U BREITENMOSER. 2003. The city-fox phenomenon: genetic consequences of a recent colonization of urban habitat. *Molecular Ecology* 12:647–656.
- YOUNG JK, KA OLSON, RP READING, S AMGALANBAATAR & J BERGER [online].

2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61:125–132.

ZAPATA-RÍOS G & LC BRANCH [online]. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16. Elsevier Ltd.

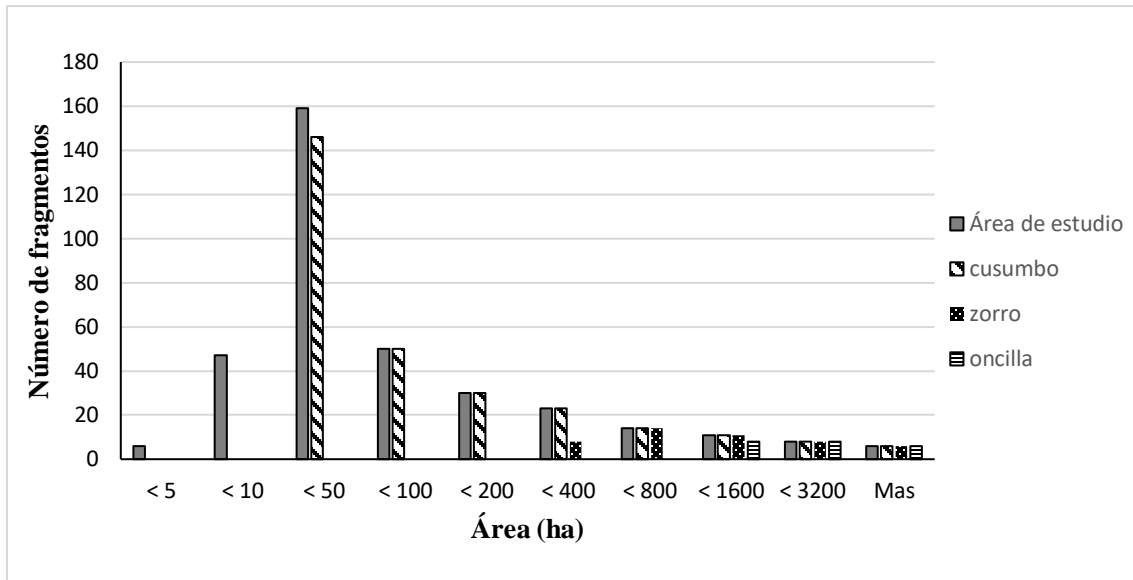
ZETTERBERG A, UM MÖRTBERG & B BALFORS. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* 95:181–191.



**Figura 1.** Sector norte de la Sabana de Bogotá Bosque, se consideran a las coberturas de bosque, arbustal y herbazal como hábitat.

<b>Especie</b>	<b>Dieta</b>	<b>Biomasa</b>	<b>Área de acción</b>	<b>Distancia umbral</b>	<b>Estatus social</b>	<b>Categoría de conservación</b>
Cusumbo	Omnívora	1.3 kg	11.3 ha	190 m	Social	NT
Oncilla	Carnívora	2.2 kg	1000 ha	1784 m	Solitaria	VU
Zorro	Omnívora	5.7 kg	280 ha	944 m	Solitaria	LC

**Tabla 1.** Características de las tres especies de mesodepredadores.



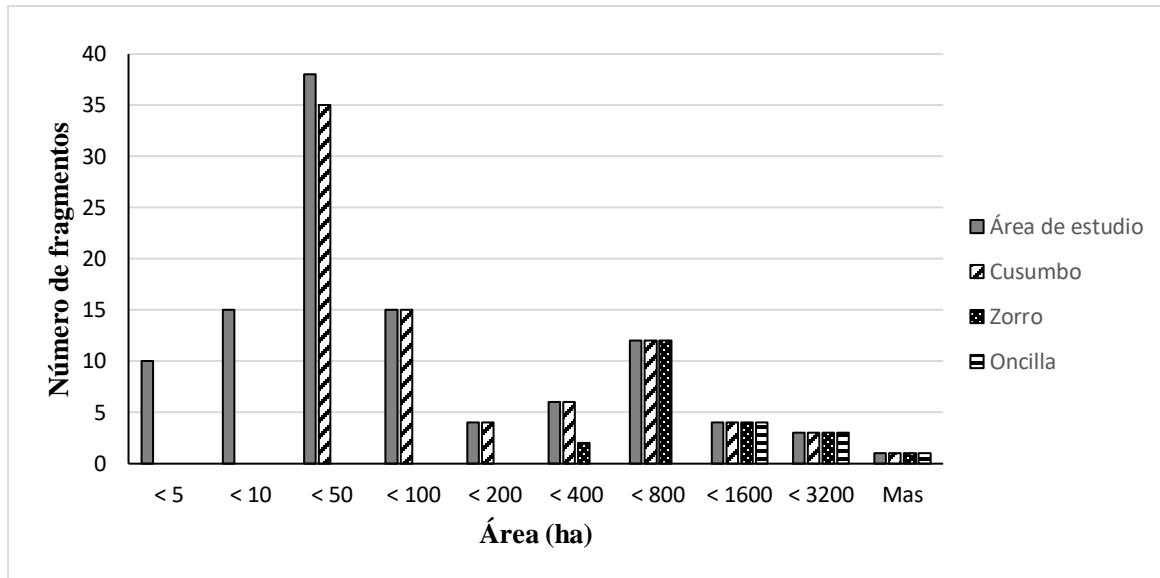
**Figura 2.** Distribución de frecuencias de acuerdo al área de fragmentos de bosques para la zona de estudio (gris), fragmentos favorables para el cusumbo (líneas diagonales), fragmentos favorables para el zorro (negro con puntos blancas) y fragmentos favorables para la oncilla (líneas horizontales).



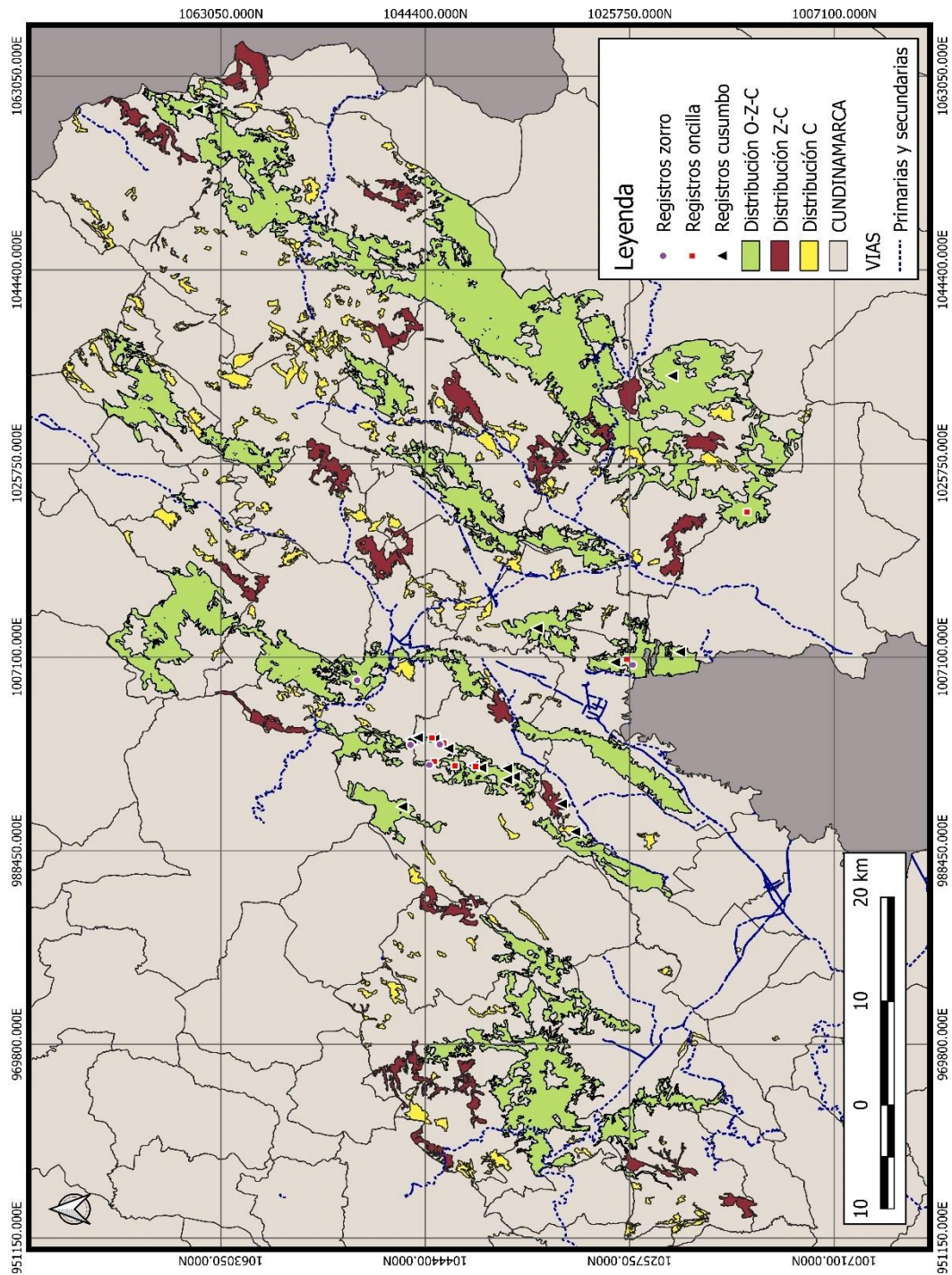
**Figura 3.** Transformación observada en la zona de estudio, transformación de coberturas naturales A) implementación de cultivos agrícolas y B) formación de potreros para ganadería.

<b>Hábitat</b>	<b>Hábitat total</b>	<b>N° Frag.</b>	<b>Frag. menor</b>	<b>Frag. mayor</b>	<b>T. prom</b>
<b>Escenario Actual</b>					
Área de estudio	109267.56	354	2.29	28605.85	308.66
Cusumbo	108749.88	288	11.57	28605.85	377.6
Zorro	93899.64	47	300	28605.85	1997.86
Oncilla	81014.15	22	1045.2	28605.85	3682046
<b>Escenario futuro</b>					
Área de estudio	26721.04	108	0.14	4198.83	247.42
Cusumbo	26563.5	81	12.64	4198.83	332.04
Zorro	23110.11	22	313.73	4198.83	1050.46
Oncilla	15365.52	8	1172.97	4198.83	1920.69

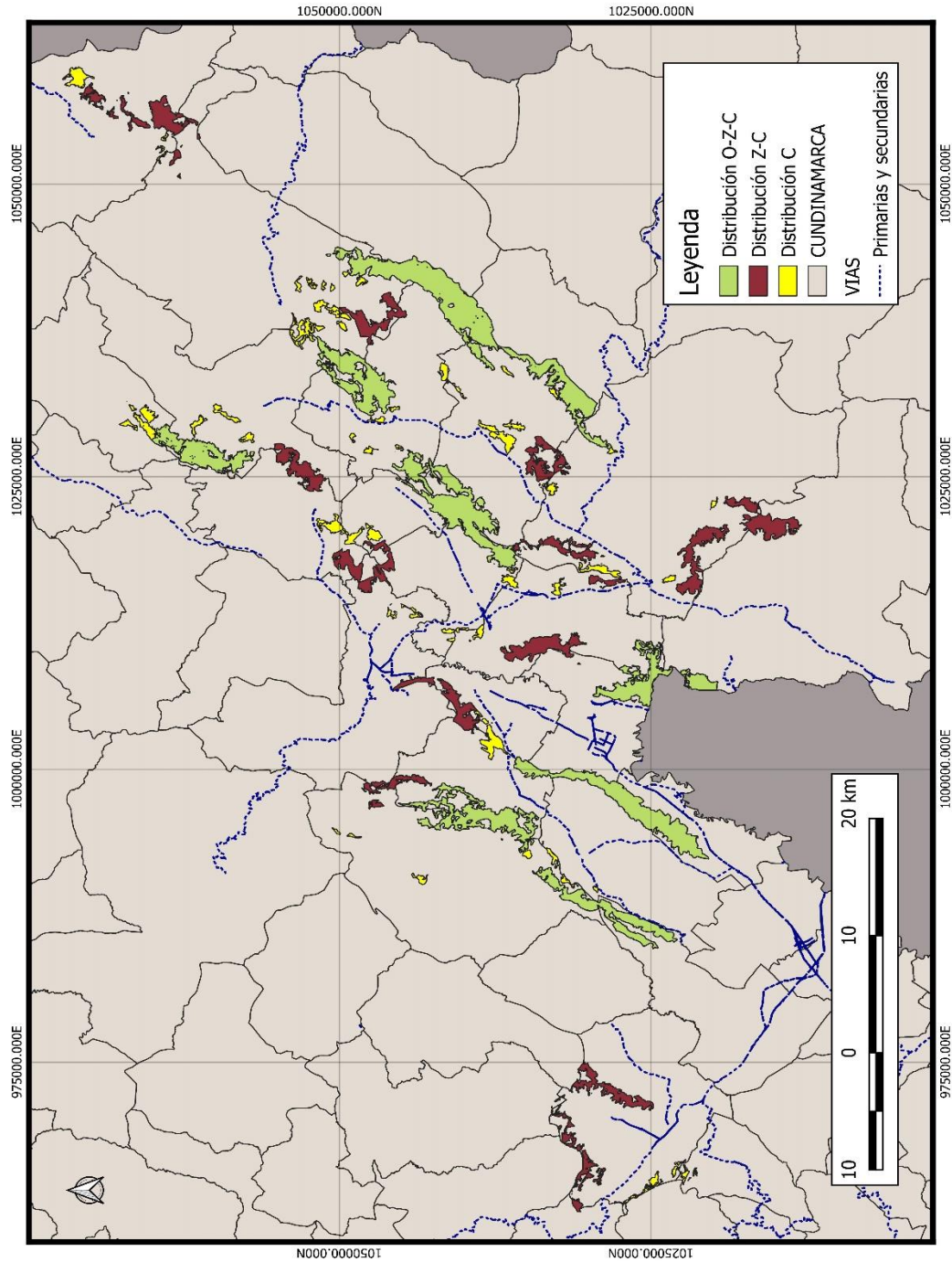
**Tabla 2.** Métricas de los fragmentos de hábitat en el área de estudio para las tres especies de mesodepredadores en el escenario actual y el escenario futuro. N° Frag = Número total de fragmentos, Frag. menor = Tamaño del fragmento de hábitat más pequeño, Frag. mayor = Tamaño del fragmento de hábitat más grande y T. prom = Tamaño promedio de los fragmentos de hábitat.



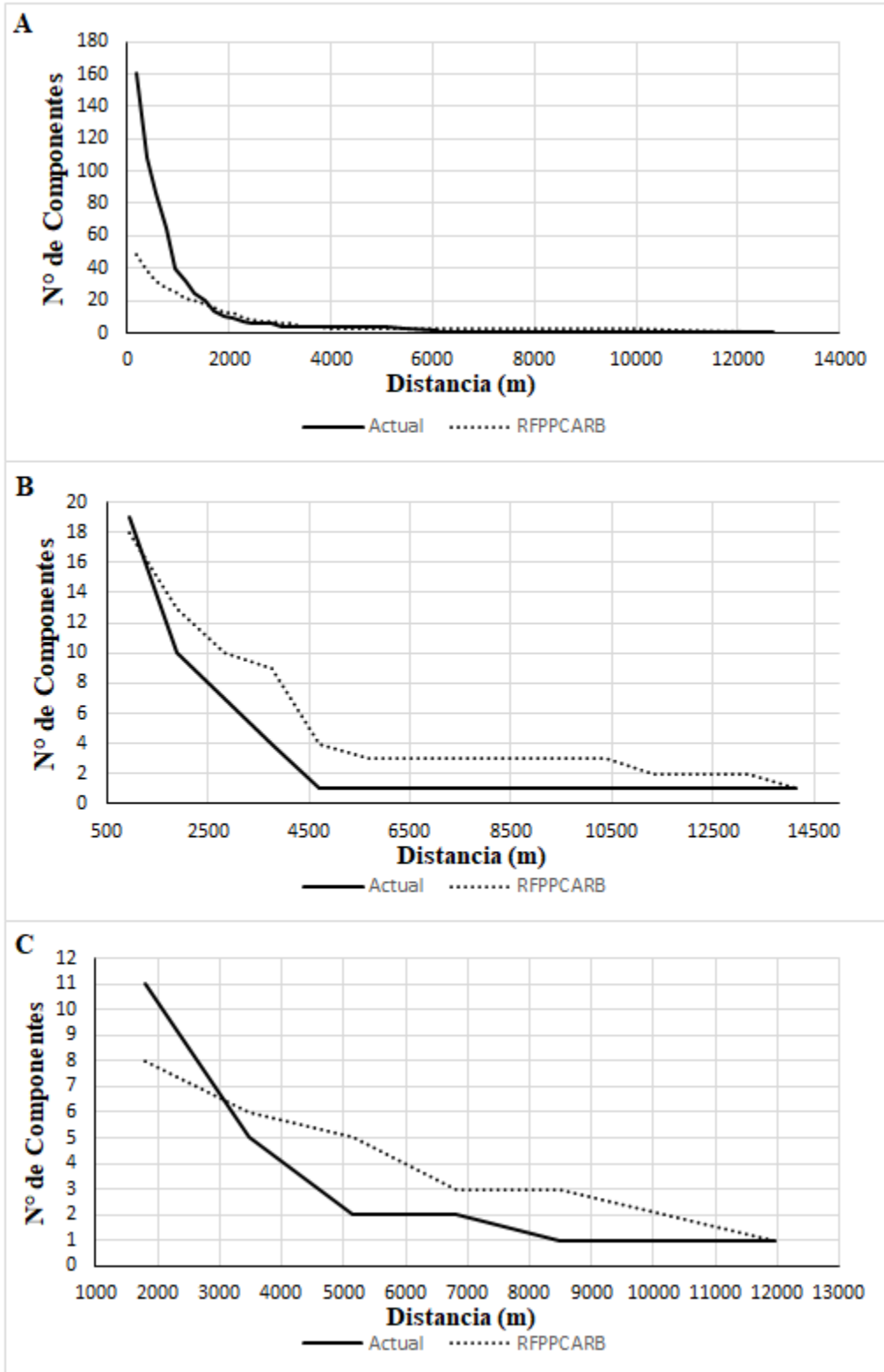
**Figura 4.** Distribución de frecuencias de acuerdo al área de fragmentos de bosques para la zona de estudio en el escenario futuro (gris), fragmentos favorables para el cusumbo (líneas diagonales), fragmentos favorables para el zorro (negro con puntos blancas) y fragmentos favorables para la oncilla (líneas horizontales).



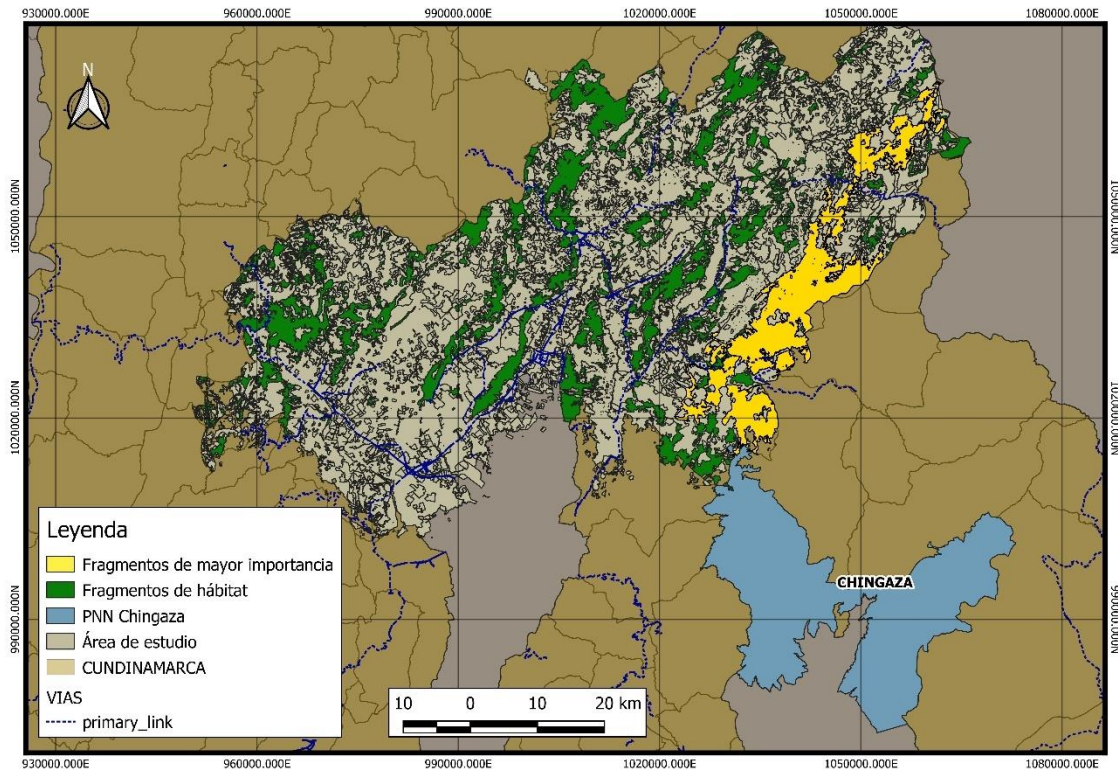
**Figura 5.** Distribución potencial de las tres especies de mesodepredadores en el sector norte de la sabana de Bogotá, en verde los fragmentos en donde se pueden distribuir las tres especies, en rojo los fragmentos en donde se pueden distribuir el zorro y el cusumbo y en amarillo los fragmentos en donde se puede distribuir el cusumbo.



**Figura 6.** Distribución potencial de las tres especies en el escenario futuro en el sector norte de la Sabana de Bogotá, en verde los fragmentos en donde se pueden distribuir las tres especies, en rojo los fragmentos en donde se pueden distribuir el zorro y el cusumbo y en amarillo los fragmentos en donde se puede distribuir el cusumbo.



**Figura 7.** Número de componentes en función de la distancia umbral. A) cusumbo, B) zorro y C) oncilla.



**Figura 8.** Fragmentos de mayor importancia de conectividad acumulada (dIIC) en la zona de estudio.

Especie	Escenario actual			Escenario futuro		
	IIC 1	IIC 2	IIC 3	IIC 1	IIC 2	IIC 3
<b>Cusumbo</b>	0.190	0.257	0.542	0.0065	0.00725	0.0397
<b>Zorro</b>	0.213	0.413	-	0.0062	0.01921	0.0317
<b>Oncilla</b>	0.186	0.364	-	0.0052	0.00944	0.0157

**Tabla 3.** Resultados del Índice Integral de Conectividad (IIC) para las tres especies en tres distancias umbrales en los dos escenarios. Cusumbo: IIC 1 = 190 m, IIC 2 = 950 m, IIC 3 = 6170 m. Zorro: IIC 1 = 944 m, IIC 2 = 4720 m. Oncilla: IIC 1 = 1784 m, IIC 2 = 8920 m. En el escenario futuro el IIC 3 se modificó para las tres especies. Cusumbo IIC 3 = 12690 m. Zorro IIC 3 = 14161 m. Oncilla IIC 3 = 11965 m.



**Figura 8.** Cusumbo atropellado en la zona de estudio.

## **Síntesis general**

En la zona de estudio se registraron un total de siete especies de mesodepredadores, de los cuales cinco son especies nativas característica de las zonas altoandinas y dos especies de mesodepredadores domésticos (perros y gatos). La chucha de zonas altas fue la especie que presento mayores abundancias, seguido de los perros, el cusumbo, los gatos, la oncilla, el zorro y por último la comadreja, estas abundancias pueden ser el resultado de la fragmentación que se genera en la zona o por las interacciones con especies las domésticas, motivo por los cuales, los mesodepredadores nativos se asocian a sitios que cuenten con variables de refugio o lugares alejados a las zonas urbanas.

Las coberturas que presentan elementos arbóreos son de vital importancia para la supervivencia de las especies de mesodepredadores registradas en el presente estudio, siendo los bosques y arbustales las más importantes, de igual forma, la presencia de cultivos forestales les brinda protección a estas especies, aunque en menor medida.

Pese a la ausencia de depredadores superiores en el área de estudio, no se está generando el proceso de liberación del mesodepredador, la presencia de una especie depredadora como los perros puede estar influyendo en mantener bajas las poblaciones de estas especies nativas y excluyéndolas a zonas alejadas y que ofrezcan mayor protección.

La probabilidad de detección de la chucha de tierras altas y el cusumbo se asoció con las covariables pendiente y altitud respectivamente, mientras que la ocupación a nivel de nano-escala de ambas especies se asoció con la cobertura del dosel. La ocupación a nivel de meso-escala para las dos especies se asoció con la distancia al borde del fragmento, asumimos que esta relación con el borde del fragmento está relacionada con los efectos generados por las actividades antrópicas en el borde del fragmento. Pese a que la ocupación de las dos especies se relacionó con las mismas covariables, la forma en que las especies se asocian es diferente, lo que concuerda con la

clasificación de la chucha como una especie generalista que puede aprovechar de mejor forma los recursos resultantes de una matriz transformada, caso contrario ocurre con el cusumbo, que está totalmente relacionado con zonas más conservadas.

En cuanto a los patrones de actividad, la chucha se clasificó como una especie principalmente nocturna, los perros diurnos, y el cusumbo, el cual se reporta como una especie diurna, en nuestro estudio presenta un patrón de actividad nocturno.

El solapamiento en los patrones de actividad entre chucha-perros y cusumbo-perros son bajos, en el caso de la relación chucha-perros, esto se debe a los hábitos arborícolas y nocturnos, generando que la presencia de los perros no sea una variable que afecte significativamente a la chucha, caso contrario podemos decir entre la relación cusumbo-perro ya que atribuimos el cambio en la actividad del cusumbo a la presencia de los perros, siendo estos cambios en los patrones de fauna silvestre por la presencia de perros un tema que está siendo ampliamente estudiado, de igual forma, es importante mencionar que de todos los registros obtenidos del cusumbo, en solo dos se observaron más de un individuo, siendo madre con crías, siendo el cusumbo una especie social, esta reducción en el tamaño de grupo pudiendo ser un efecto generado por la transformación que sufre la zona de estudio.

Debido a la alta transformación presente en la zona de estudio, el cusumbo, zorro y la oncilla presentan un área de distribución potencial de 108749.88 ha, 93899.64 ha y 81014.15 ha respectivamente, presentándose de igual forma una baja conectividad del paisaje para las tres especies a las menores distancias umbral de desplazamiento planteadas, sin embargo, al aumentar en cinco veces la distancia de desplazamiento, la oncilla y el zorro pueden percibir los fragmentos como un solo componente, caso contrario ocurre con el cusumbo, ya que dado su poca capacidad de desplazamiento, el paisaje está conformado por gran cantidad de componentes.

Al generar el posible escenario futuro de la zona de estudio, se presenta una reducción considerable en las distribuciones potenciales de las especies, dando como resultado un área de 26563.50 ha, 23110.11 ha y 15365.52 ha para el cusumbo, zorro y oncilla respectivamente, presentados una ausencia de conectividad entre los fragmentos de hábitat resultantes.

La generación de áreas de conservación que incluyan los fragmentos que presentan mayor conectividad junto con áreas dentro de la Reserva Forestal Protectora Productora Cuenca Alta del Río Bogotá es una alternativa importante para la preservación de las especies de mesodepredadores, siendo las reservas archipiélago una estrategia que resultaría benéfica para las tres especies de mesodepredadores estudiadas y otras especies de mamíferos presentes en el área de estudio, junto con la creación de cercas vivas que aumenten la conectividad entre los fragmentos presentes en la zona de estudio y de igual forma con el Parque Nacional Natural Chingaza.