



Mastozoología Neotropical

ISSN: 0327-9383

ISSN: 1666-0536

kittlein@gmail.com

Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos
Argentina

Bonilla-Sánchez, Alejandra; Gómez-Ruíz, Daisy A; Botero-Cañola, Sebastián;
Rendón-Jaramillo, Uriel; Ledesma-Castañeda, Elver; Solari, Sergio
RIQUEZA Y MONITOREO DE MAMÍFEROS EN ÁREAS
PROTEGIDAS PRIVADAS EN ANTIOQUIA, COLOMBIA
Mastozoología Neotropical, vol. 27, núm. 2, 2020, Julio-Diciembre, pp. 266-281
Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos
Tucumán, Argentina

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45768681008>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto



RIQUEZA Y MONITOREO DE MAMÍFEROS EN ÁREAS PROTEGIDAS PRIVADAS EN ANTIOQUIA, COLOMBIA

Alejandra Bonilla-Sánchez^{1,2}, Daisy A. Gómez-Ruíz^{1,3}, Sebastián Botero-Cañola^{1,4}, Uriel Rendón-Jaramillo⁵, Elver Ledesma-Castañeda⁵ y Sergio Solari¹

¹ Grupo Mastozoología, Universidad de Antioquia, Colombia.

[Correspondencia: Alejandra Bonilla-Sánchez <alejabonilla.sanchez@gmail.com>]

² Laboratório de Biologia Genômica e Molecular, Escola de Ciências da Saúde e a Vida, PUCRS, Porto Alegre - RS, Brasil.

³ Facultad de Medicina Veterinaria, Corporación Universitaria Remington, Antioquia, Colombia.

⁴ Manter Laboratory of Parasitology, University of Nebraska State Museum, and School of Biological Sciences, University of Nebraska-Lincoln.

⁵ Fundación Colibrí - The Hummingbird Conservancy, Antioquia, Colombia.

RESUMEN. Iniciativas privadas de conservación, como la Reserva Natural Mesenia-Paramillo (Cordillera Occidental en Antioquia), contribuyen a la protección de la región andina de Colombia; por ello, su papel en la conservación de mamíferos fue evaluado mediante dos temporadas de muestreo usando 16 y 20 estaciones de fototrampeo, respectivamente. Este esfuerzo permitió registrar 16 especies, entre ellas, el oso andino (*Tremarctos ornatus*) y el tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*), categorizadas como vulnerables a nivel nacional y global. Análisis de patrones de actividad permitieron identificar cambios asociados a la ausencia de presión por cacería para especies como el venado *Mazama zetta*, y baja segregación temporal entre especies potencialmente competidoras, como felinos del género *Leopardus*. Adicionalmente, la comparación entre las tasas de captura de algunos mesocarnívoros entre dos temporadas de muestreo, sugieren que esta métrica se ha mantenido estable. Además, la construcción de modelos de ocupación para venado y tigrillo lanudo, permitió proponer al venado como objeto de monitoreo, dado que puede experimentar una fuerte presión debido a la cacería y porque es fácilmente detectable; la probabilidad de ocupación de esta especie podrá ser estimada y comparada a través de diferentes muestreos para monitorear el estado de conservación de la reserva. Este estudio contribuye al conocimiento general de algunos mamíferos andinos, resaltando la importancia de las áreas protegidas privadas en la región andina, e invita a implementar medidas de monitoreo para garantizar el adecuado funcionamiento de estos esfuerzos particulares en la conservación de la biodiversidad.

ABSTRACT. Richness and monitoring of mammals in private protected areas in Antioquia, Colombia. Like the Reserva Natural Mesenia-Paramillo (a western mountain range in Antioquia), private conservation initiatives, contribute to the Colombian Andean region protection; here, its role in the mammals' conservation was evaluated through two sampling seasons using 16 and 20 camera traps stations, respectively. This effort allowed the recording of 16 species, such as the Spectacled bear (*Tremarctos ornatus*) and the Northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*), classified as vulnerable, nationally and globally. Activity patterns analyses allowed to identify changes associated with reduced hunt pressure to species like the Brocket deer *Mazama zetta*, and low temporal segregation between potential competitors species as felids of genera *Leopardus*. Further, the comparison between some mesocarnivores' record rates between two sampling seasons suggests that this metric has remained stable. Furthermore, the construction of occupancy models for the deer and northern tiger cat allowed us to propose the deer as a monitoring object, because it can undergo a hard hunt pressure, and it is easy to detect; the occupancy probability for this species may be estimated and compared through different samplings for monitoring the reserve conservation status. This study contributes

to the knowledge of some Andean species, highlighting the importance of private protected areas in the Andean region, and invites to implement monitoring strategies to guarantee the proper functioning of these efforts in the conservation of this biodiversity.

Palabras clave: *Leopardus tigrinus*, *Mazama zetta*, mesocarnívoros, ocupación, patrones de actividad.

Key words: activity patterns, *Leopardus tigrinus*, *Mazama zetta*, mesocarnivores, occupancy.

INTRODUCCIÓN

Los Andes del Norte, o Andes tropicales, es considerada la región más diversa del planeta, dado que, a pesar de representar solo el 1% de la superficie terrestre, contiene más de 100 ecosistemas (Martínez et al. 2009). En Colombia, la cordillera de los Andes se divide en tres cadenas montañosas: una hacia el Pacífico (Occidental), otra hacia el Atlántico (Oriental) y una en medio de estas dos (Central), siendo las primeras, zonas de alta biodiversidad que presentan un alto grado de endemismo en cada vertiente (Kattan et al. 2004; Solari et al. 2013; Ocampo-Peñuela & Pimm 2015). A pesar de esto, los Andes colombianos experimentan una gran amenaza debido a la pérdida de hábitat que representa la transformación del paisaje para aprovechamiento humano, tal como cultivos agrícolas y producción ganadera (Etter & Wyngaarden 2016). En adición a esto, el conocimiento que se tiene sobre los ecosistemas encontrados en la región sigue siendo limitado (Armenteras et al. 2003; Fernández-Méndez et al. 2013).

Las áreas de conservación para la protección de fauna y flora en la zona andina en Colombia incluyen 23 Parques Nacionales Naturales, así como otras figuras de protección gubernamentales y privadas (Parques Nacionales Naturales de Colombia 2019). Los esfuerzos privados de conservación cobran importancia en zonas desprovistas de otras figuras de protección, aunque la mayoría de ellas (81%) cuentan con extensiones menores a 500 ha (Resnatur 2020) por lo que su impacto es mayormente local. En la Cordillera Occidental, se encuentran solamente cinco de los 23 Parques Nacionales Naturales (PNN Paramillo: 504 014ha, PNN Las Orquídeas: 32 000 ha, PNN Tatamá: 51 900 ha, PNN Los Farallones: 196 429.9 ha, PNN Munchique: 44 000 ha; Parques Nacionales Naturales de Colombia 2019) presentando extensas brechas entre ellos (Fig. 1A), lo que dificulta la implementación de estrategias de conservación (Ocampo-Peñuela & Pimm 2015). Esta cordillera presenta niveles de perturbación antrópica diferenciales, relacionados con la dificultad o facilidad para acceder a las áreas, así la vertiente

occidental presenta un nivel menor de perturbación, mientras que la vertiente oriental presenta mayor degradación (Cuervo et al. 2003; Ocampo-Peñuela & Pimm 2015).

En el suroeste Antioqueño, sobre la Cordillera Occidental, la Fundación Colibrí asegura la protección de bosques de niebla en diversas reservas. Los predios en conservación han sido zonificados de acuerdo a lo establecido a nivel regional, reportando 3 887 ha en conservación, 413 ha en restauración y aproximadamente 1 ha para uso sostenible e intensivo. Estos predios en conservación convergen sobre dos áreas protegidas de carácter regional declaradas por la corporación autónoma regional Corantioquia (Fig. 1B), que son la Reserva Forestal Protectora Regional Farallones del Citará (municipios de Andes, Ciudad Bolívar y Betania) y el Distrito de Manejo Integrado (DMI) Cuchilla Jardín - Támesis (municipios de Jardín, Andes, Támesis, Caramanta y Jericó).

Las áreas protegidas de la Fundación Colibrí han permitido, además de la conservación de los bosques de niebla de la Cordillera Occidental (Ocampo-Peñuela & Pimm 2015), el acercamiento a un mejor conocimiento de la diversidad de estos bosques (Amézquita et al. 2013, 2019; Clavijo & Clark 2014; Ocampo-Peñuela & Pimm 2015; Fierro-Calderón & Mosquera 2016; Peláez et al. 2020), y el desarrollo de estudios sobre el estado de conservación de especies clave. Sin embargo, para que estas reservas naturales y otras áreas protegidas sigan desempeñando su papel en la conservación de la biodiversidad, se requiere un manejo adecuado. Por lo tanto, es importante la implementación de estrategias de monitoreo que permitan evaluar, a largo plazo, el impacto de las acciones de conservación que se ejecutan (Vallejo & Gómez 2017). Para este monitoreo es importante el reconocimiento y elección de especies para las cuales es factible detectar cambios en alguna variable de estado de sus poblaciones (ej., abundancia, densidad, ocupación) a las escalas espaciales y temporales adecuadas para el manejo de cada área protegida (Nichols & Williams 2006). Adicionalmente se recomienda el monitoreo de especies “sombrija”, pues la conservación de especies con distribuciones

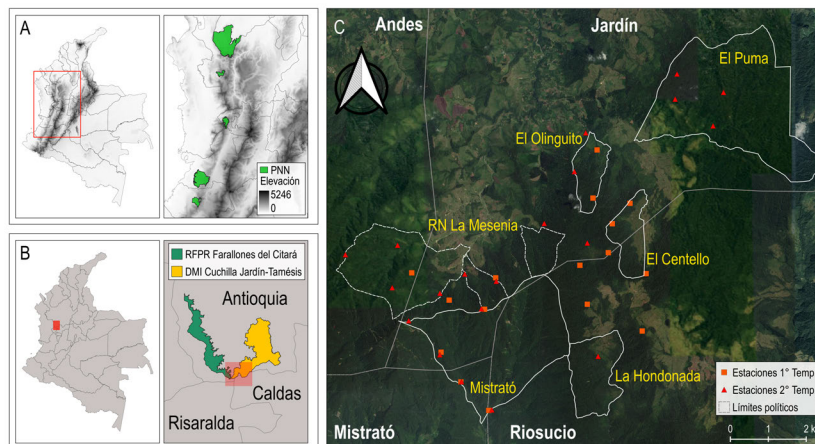


Fig. 1. Áreas protegidas en la Cordillera Occidental. A) Distribución de los Parques Nacionales Naturales (PNN) a lo largo de la Cordillera Occidental; B) Áreas protegidas regionales declaradas por Corantioquia; C) Área de estudio y diseño de muestreo implementado durante la primera y segunda temporada. Los cuadrados y triángulos corresponden a las estaciones de muestreo para cada temporada, independientemente de si fueron dobles o sencillas.

amplias garantiza la conservación de otras especies con distribuciones menores (Granizo et al. 2006).

En este sentido, los mamíferos suelen ser considerados buenos objetos de monitoreo (Sanderson & Trolle 2005). Sin embargo, debido a su comportamiento elusivo, los mamíferos medianos y grandes pueden ser difíciles de monitorear mediante observaciones directas en ecosistemas boscosos, por lo que se deben implementar métodos poco invasivos como cámaras automáticas (Tobler et al. 2008). Este método ha contribuido a un aumento en el número de registros de estas especies a nivel mundial y, consecuentemente, al conocimiento de las mismas debido a la rapidez con la cual son generados los datos (Moreno et al. 2016). De esta manera, el uso de cámaras automáticas ha permitido realizar análisis de diversidad, estimaciones de patrones de actividad y variables poblacionales, en diferentes hábitats tanto conservados como perturbados. La combinación de esta metodología con los análisis mencionados previamente, permite evaluar y monitorear la efectividad de las áreas protegidas sobre la conservación de especies focales y el ensamblaje de mamíferos (Kays et al. 2009).

Con base en lo anterior, este estudio se realizó con tres objetivos principales, el primero fue construir el inventario de mamíferos para las áreas en conservación de la Fundación Colibrí a través de fototrampeo y determinar la completitud del mismo a través de diferentes métricas de riqueza. Esto con la finalidad de contribuir al conocimiento de la diversidad en

los ecosistemas andinos. El segundo objetivo fue abordar aspectos de historia natural, como patrones específicos de actividad para aquellas especies de mamíferos que contaron con más registros. El tercero, fue proponer estrategias de monitoreo para las áreas en conservación de la Fundación Colibrí, a través de la comparación de tasas de captura de mesocarnívoros durante dos temporadas de muestreo, y la construcción de modelos de ocupación para el tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*) y el venado (*Mazama zetta*), identificadas como potenciales especies objeto de conservación. Adicionalmente, con estos modelos de ocupación, se exploró el efecto de algunas variables ambientales sobre el uso de hábitat y detectabilidad de estas especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende bosques andinos ubicados en la cordillera occidental entre los departamentos de Antioquia, Caldas y Risaralda ($5^{\circ}29'58.45''N$ $75^{\circ}55'02.62''W$ – $5^{\circ}32'23.59''N$ $75^{\circ}49'38.21''W$). Los bosques monitoreados abarcan un gradiente altitudinal entre 1 800 y 3 000 metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.), incluyendo bosque montano y bosque montano alto (Marcelo-Peña & Rodríguez 2014). Estos bosques corresponden a las áreas protegidas por la Reserva Natural (RN) Mesenia-Paramillo (678 ha), El Olinguito (146.5 ha), y El Puma (700 ha), propiedad de la Fundación Colibrí, y la RN El Centello (160 ha) propiedad del Jardín Botánico de Medellín, todas ellas ubicadas en los municipios de Jardín y Andes (Antioquia). Así mismo, se tuvo acceso a predios cercanos a la RN Mesenia-Paramillo, abarcando territorio en los municipios de Mistrató (818

ha, Risaralda) y en Riosucio (Caldas) conectando con La Hondonada (235 ha), otro predio en conservación de la Fundación Colibrí. La elección de los predios externos a los administrados por la Fundación Colibrí se debe a que poseen áreas continuas de bosque con las áreas protegidas (Fig. 1C).

Diseño de muestreo

El muestreo incluyó dos temporadas, la primera entre los meses de marzo y julio del 2016 y la segunda entre los meses de septiembre de 2018 y julio de 2019. En la primera temporada se muestrearon los predios correspondientes a la RN Mesenia, El Olinguito y El Centello, con 16 estaciones de fototrampéo distribuidas en dos arreglos: (a) 14 cámaras ubicadas en cuatro estaciones dobles en la RN Mesenia y tres en el sector de Mistrató, entre los meses de marzo y abril; y (b) nueve cámaras como estaciones sencillas, distribuidas así: tres en El Centello, cuatro en predios cercanos a la RN El Centello, y dos en El Olinguito, durante mayo y julio (Fig. 1C). Para la segunda temporada se establecieron 20 estaciones sencillas, activas durante seis meses aproximadamente y distribuidas entre los diferentes predios de la fundación, de la siguiente manera: ocho estaciones en la RN Mesenia, dos estaciones en El Olinguito, una estación cerca a la RN Mesenia, una estación cerca a El Centello y una estación en la Hondonada, tres estaciones en Mistrató (Risaralda) y cuatro estaciones en El Puma (Fig. 1C). Sin embargo, en los análisis no se hizo diferenciación entre estos sectores, considerando toda el área muestreada como una sola unidad, al igual que cada temporada. Se emplearon cámaras de detección automática (cámaras-trampa) marca Bushnell®16mp Trophy Cam HD, configuradas para registrar videos de 30s, cada 30s en caso de que el animal permaneciera en el punto. En ambas temporadas las cámaras se ubicaron a una distancia promedio de 1 km entre ellas, basados en el área de vida mínima reportada para algunas especies presentes en la zona como *Leopardus tigrinus* (Payán & Soto 2012) y *Eira barbara* (Presley 2000). En ningún momento se emplearon atrayentes en las cámaras; en lugar de eso, se buscaron sitios con caminos o pasos de animales ya existentes (ayudados por un guía local experto).

Análisis de riqueza de especies

Con el fin de determinar la completitud del muestreo, de forma general para el área de estudio, se emplearon los registros obtenidos en ambas temporadas para construir una curva de acumulación basada en el número de especies con el estimador Mao Tao (Sobs) (Colwell et al. 2004) y para estimar la riqueza esperada de especies, se calcularon algunos estimadores de riqueza basados en la incidencia de especies (ICE, Jack1, Chao2). Ambos análisis se realizaron con el software EstimateS (Colwell 2013) y se empleó el número de estaciones de fototrampéo como medida del esfuerzo de muestreo. Adicionalmente, se construyó un listado de especies de mamíferos que potencialmente podrían ocurrir en la zona y se comparó con los registros obtenidos, para evaluar la completitud del inventario de especies. Este listado fue construido empleando los rangos altitudinales del área de estudio, las listas de mamíferos reportados para Colombia (Solari et al. 2013; Ramírez-Chaves et al. 2016) y los mapas de distribución de las especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

- UICN (IUCN 2019). Se utilizó como criterio adicional, que las especies pudieran ser registradas e identificadas correctamente mediante fototrampéo.

Patrones de actividad

Para las especies con más de 10 registros se construyeron diagramas de patrones de actividad (Cossios & Ricra-Zevallos 2019) mediante el paquete "Overlap" (Meredith & Ridout 2018) de R (R Core Team 2018). Debido a la dificultad de diferenciar individuos entre las especies de mamíferos estudiadas, los análisis se basaron en registros independientes de cada especie, determinados por la diferencia de una hora entre registros de la misma especie en la misma estación de muestreo (Gómez et al. 2005; Marinho et al. 2018a; Cossios & Ricra-Zevallos 2019). Las especies fueron clasificadas como diurnas (más de 90% de los registros en horas de luz), principalmente diurnas (entre 70 y 90% de los registros en horas de luz), nocturnas (más de 90% de los registros en horas de oscuridad), principalmente nocturnas (entre 70 y 90% de los registros en horas de oscuridad), crepusculares (50% de los registros durante el crepúsculo) y catemerales (cuando no se ajustaron a ningún esquema anterior) siguiendo la metodología propuesta por Gómez et al. (2005). El crepúsculo fue definido como el periodo entre el crepúsculo astronómico y la salida o puesta de sol, de acuerdo con Cossios & Ricra-Zevallos (2019). Los horarios exactos de crepúsculo astronómico para el departamento de Antioquia fueron consultados en "time and date" (Time and Date 2019).

Para especies que podrían interactuar potencialmente mediante competencia o depredación, se realizó un análisis de sobreposición de los patrones de actividad. Este análisis permite determinar si existe algún tipo de segregación temporal entre las mismas, y el grado de sobreposición de los patrones. Para este análisis fue empleado también el paquete "overlap" (Meredith & Ridout 2018) de R (R Core Team 2018), y la elección del estimador para calcular el índice de sobreposición (Dhat) estuvo sujeta al número de registros obtenido para cada especie. Finalmente, el grado de sobreposición entre los patrones de actividad fue determinado siguiendo la clasificación propuesta por de Matos Dias et al. (2018), siendo bajo si el estimador es menor a 0.5, medio si es entre 0.5 y 0.7, y alto si es mayor a 0.7. Los intervalos de confianza de 95% para estos estimados fueron calculados utilizando procedimiento bootstrap con 1000 muestras (Marinho et al. 2018a).

Cambios en las tasas de captura

Con la finalidad de determinar si existen cambios significativos entre las dos temporadas de muestreo, relacionados a la conservación de las especies, se evaluó el cambio en la tasa de captura de algunos mesocarnívoros para los que se obtuvo mayor número de registros durante las dos temporadas: ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo lanudo (*L. tigrinus*), taira (*Eira barbara*) y cusumbo (*Nasua nasua*). La elección de estas especies también se debe al papel que desempeñan estos mamíferos de porte mediano en la estructuración de las comunidades. Las especies hipercarnívoras como los felinos y la taira, ejercen una regulación "top-down" dentro de la comunidad (Roemer et al. 2009). Por su parte, el cusumbo, con su dieta omnívora, ejerce un papel fundamental en la dispersión de semillas (Alves-Costa &

Eterovick 2007), y por lo tanto la regeneración de estos bosques.

La tasa de captura de cada especie fue calculada como la razón entre el número de registros independientes y el esfuerzo total en trampas/noche, multiplicado por 1000 (Lira-Torres & Briones-Salas 2012). Este valor fue calculado para cada estación de muestreo en ambas temporadas. Posteriormente, se realizó un análisis de permutación utilizando el paquete "lmPerm" (Wheeler & Torchiano 2016) de R (R Core Team 2018) para determinar si las diferencias observadas en las tasas de captura entre los muestreos eran significativas. Para cada especie se realizaron 10 000 permutaciones y se usó un nivel de significancia de 0.05. Cada permutación toma un par de datos de tasas de captura por estación (uno correspondiente a la primera temporada y el otro correspondiente a la segunda) y calcula la diferencia entre estos. Cada resultado es graficado en una curva de densidad, y esta se compara con el valor de la diferencia observada entre las dos temporadas, con el fin de determinar si este último resultado es estadísticamente significativo. Este análisis es propuesto asumiendo que cada especie tiene una probabilidad de detección constante que se mantiene a lo largo de los dos periodos evaluados. Mackenzie & Kendall (2002) consideran que la probabilidad de detección puede cambiar dependiendo de las condiciones ambientales, hábitat local y del observador. Sin embargo, considerando que se están realizando comparaciones dentro de la misma área, es probable que las condiciones ambientales y de hábitat locales se mantienen debido a la protección de la misma.

Modelos de ocupación

Dentro de los mamíferos registrados durante la segunda temporada, se eligieron el tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*) y el venado (*Mazama zetta*) como especies objetos de monitoreo. Las especies propuestas representan las amenazas de la región y la escala local a la cual se trabaja (Granizo et al. 2006). Además, se consideraron criterios como la cantidad de registros obtenidos y la categoría de amenaza en la que se encuentran de acuerdo con la UICN. El tigrillo lanudo se encuentra catalogado como vulnerable (Payán & de Oliveira 2016). El venado, adicionalmente a estos parámetros establecidos, sufrió presión de cacería en la región para consumo de su carne; además de esto su taxonomía aún es compleja (Duarte et al. 2008; Sarria-Perea 2012; Cifuentes-Rendón et al. 2020) por lo que su estado de conservación no ha sido evaluado por la UICN (IUCN 2019). Se emplearon modelos de ocupación con la finalidad de evaluar el uso de esta variable de estado para el monitoreo del área de estudio, generar una línea base para el futuro monitoreo de las especies en mención (Márquez et al. 2017) e identificar las variables del paisaje que pueden estar relacionadas con la probabilidad de detectar a *L. tigrinus* y *M. zetta* y con la probabilidad de que estas estén ocupando el área de estudio.

Para estas especies, se realizaron análisis de ocupación para una única temporada, los cuales estiman el porcentaje de área de muestreo ocupada por las especies a la vez que corrigen el sesgo ocasionado por el hecho de que las especies presentan una detección imperfecta (Mackenzie et al. 2006). Dichos modelos permiten además modelar la ocupación (ψ) y probabilidad de detección (p) en función de covariables. Estos modelos se desarrollan bajo el supuesto de población cerrada, es decir que no se adicionan o

se pierden individuos de la población (sea por migración, nacimientos o muertes), y por lo tanto la ocupación del sitio durante el periodo de muestreo es constante (Mackenzie et al. 2006). Sin embargo, debido a la alta movilidad de *L. tigrinus* y *M. zetta* y la temporalidad del muestreo este último supuesto no se cumple, por lo que los resultados del análisis se interpretan como probabilidad de uso de hábitat en lugar de probabilidad de ocupación en sentido estricto (Mackenzie et al. 2006).

Los datos fueron organizados en ocasiones de muestreo correspondientes a 7 días de actividad de la cámara trampa y con esto se creó un historial de detección de las especies de interés para cada estación (Sasidhran et al. 2016). La presencia de la especie fue modelada en función de cinco variables relacionadas con las condiciones del hábitat: i) heterogeneidad del hábitat medida a través del índice de Shannon (Tuanmu & Jetz 2015); ii) índice de productividad (NDVI), calculado a partir de las imágenes satelitales de LANDSAT 8; iii) la elevación (Consortium for Spatial Information 2018); iv) índice de rugosidad del terreno; y v) índice de humedad topográfica (Title & Bemmels 2018). Los valores de estas covariables fueron extraídos de archivos raster con resolución de 1 km², disponibles en diferentes bases de datos. Así, el valor asociado a cada estación fue el correspondiente al pixel de cada raster. Los valores de todas las variables fueron estandarizados a valores Z. La probabilidad de detección se modeló en función del índice de rugosidad del terreno (Tri) y el índice de humedad topográfica (TopoWet) asumiendo que las condiciones del terreno influyen la probabilidad de detectar las especies (Riley et al. 1999; Mena et al. 2020). Todos los análisis fueron realizados utilizando el paquete "unmarked" (Fiske et al. 2019) de R (R Core Team 2018).

El mejor modelo de ocupación se seleccionó en dos pasos, en primer lugar, se crearon modelos con probabilidad de ocupación constante y, probabilidad de detección constante y dependiendo de Tri y TopoWet. La variable que mejor explica la probabilidad de detección se seleccionó empleando el criterio de información Akaike con corrección para muestras pequeñas (AICc) (Burnham & Anderson 2002) y una significancia de los coeficientes de regresión de la variable (β) de 0.1. Posteriormente, se crearon modelos empleando cada una de las variables de ocupación en conjunto con la variable de detección seleccionada en el paso anterior. Finalmente, se seleccionó el mejor modelo de ocupación empleando los mismos criterios mencionados anteriormente.

RESULTADOS

Análisis de riqueza de especies

Durante los dos muestreos se completó un esfuerzo de 3 625 trampas-noche (Tabla S1) y se registraron 16 especies de mamíferos, representando cinco órdenes y 11 familias (Tabla S1). Aun así, los resultados de la curva de acumulación de especies sugieren que faltan especies por registrar en la zona (Fig. 2) ya que no se alcanza una asíntota; aunque, con el esfuerzo empleado, los estimadores de riqueza indican que la representatividad del muestreo estuvo entre 85% (ICE y Jack 1) y 96% (Chao 2). El orden

Carnivora fue el más registrado y diverso durante las dos temporadas. A su vez, Felidae, Sciuridae y Cervidae fueron las familias más registradas, siendo la ardilla roja (*Notosciurus granatensis*) y el venado (*Mazama zetta*) las especies con mayor número de registros (Tabla 1). Es de resaltar la detección de cuatro especies, durante la segunda temporada, que no habían sido registradas en la primera: la comadreja común (*Mustela frenata*), el puma (*Puma concolor*), el cusumbo andino (*Nasuella olivacea*), y el armadillo coiletrapa (*Cabassous centralis*) (Tabla 1). Así mismo, es de resaltar el registro de juveniles de venado en los meses de enero y marzo de 2019, y de oso de anteojos en el mes de marzo de 2019. La diferenciación de estos individuos estuvo basada en la presencia de manchas en el pelaje de los juveniles de venado (Allen 1915; Stallings 1986; Fuller et al. 2020), y en el tamaño de los oseznos (Van Horn et al. 2015). Para esta zona se reporta la presencia potencial de 22 especies de mamíferos medianos y grandes, de los cuales sólo ocho no han sido registrados mediante la metodología implementada, no se han colectado, ni se han reportado avistamientos por parte de los guardabosques de las reservas (Tabla S2). De estas, tres tienen hábitos arbóreos y una tiene hábitos semiacuáticos, por lo cual no se esperaban registros utilizando las cámaras trampa.

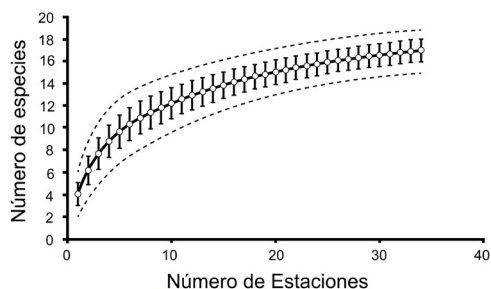


Fig. 2. Curva de acumulación de especies para toda el área de estudio. Línea sólida: observación estimada (Mao Tao S_{obs}); línea punteada: intervalos de confianza de 95% y barras error estándar.

Patrones de actividad

De las 16 especies de mamíferos, sólo nueve fueron registradas de forma independiente más de 10 veces, y por lo tanto sólo se construyeron diagramas de patrones de actividad para estas. Se identificaron tres especies diurnas, una principalmente diurna, dos nocturnas, dos principalmente nocturnas y una catemeral (Tabla 2; Fig. 3). Entre las especies con actividad diurna se encuentran: la taira (*Eira bar-*

Tabla 1

Especies de mamíferos y número de registros por especie en cada una de las temporadas de muestreo.

Taxón	Número de Registros	
	1era Temporada	2da Temporada
Artiodactyla	6	56
Cervidae	6	56
<i>Mazama zetta</i>	6	56
Carnivora	42	119
Canidae	1	1
<i>Cerdocyon thous</i>	1	1
Felidae	13	50
<i>Leopardus pardalis</i>	3	23
<i>Leopardus tigrinus</i>	10	26
<i>Puma concolor</i>	0	1
Mustelidae	12	38
<i>Eira barbara</i>	12	33
<i>Mustela frenata</i>	0	5
Procyonidae	8	22
<i>Nasua nasua</i>	7	17
<i>Nasuella olivacea</i>	0	3
<i>Potos flavus</i>	1	2
Ursidae	8	8
<i>Tremarctos ornatus</i>	8	8
Cingulata	1	7
Chlamyphoridae	0	2
<i>Cabassous centralis</i>	0	2
Dasyopodidae	1	7
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	1	5
Didelphimorphia	1	17
Didelphidae	1	17
<i>Didelphis pernigra</i>	1	17
Rodentia	16	3
Cuniculidae	16	3
<i>Cuniculus taczanowskii</i>	16	3
Sciuridae	19	46
<i>Notosciurus granatensis</i>	19	45

bara) y el cusumbo (*Nasua nasua*), que presentan un solo pico de actividad que incluye tanto horas de la mañana y de la tarde (Tabla 2; Fig. 3). La ardilla roja (*Notosciurus granatensis*), por su parte, presenta actividad a lo largo de las horas diurnas, aunque su pico de actividad es mayor en horas previas al mediodía, mientras que el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*), presenta dos picos de actividad antes y después del mediodía (Tabla 2; Fig. 3). De las especies con actividad nocturna (Tabla 2), la guagua de montaña (*Cuniculus taczanowskii*) y la zarigüeya de orejas blancas (*Didelphis pernigra*) presentan un patrón de actividad similar (Tabla 2; Fig. 3). Este patrón se evidencia también en el tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*), con más actividad en el crepúsculo que las especies anteriores (Tabla 2; Fig. 3). En el caso del ocelote (*L. pardalis*), sus picos de actividad se extienden más allá del amanecer

(Tabla 2; Fig. 3). Finalmente, el venado (*Mazama zetta*) tiene un mayor pico de actividad cerca al anochecer, con otros picos de actividad identificados a lo largo de todo el día (Fig. 3).

De estas nueve especies, se seleccionaron cuatro para el análisis de superposición de patrones. Los dos felinos del género *Leopardus*, pues debido a su dieta estrictamente carnívora pueden competir por los recursos alimenticios (Silva-Pereira et al. 2011) y adicionalmente, por la posible depredación de *L. tigrinus* por parte de *L. pardalis* (de Oliveira & Pereira 2014). Además, se compararon los patrones de actividad de estos felinos con dos de sus presas potenciales, la guagua (*C. taczanowskii*) y la zari-güeya de orejas blancas (*D. pernigra*). También se comparó el patrón de actividad del venado (*M. zetta*) con el del ocelote, pues se ha reportado previamente que venados de este género pueden ser parte de su dieta (Bianchi et al. 2014). Las especies diurnas no fueron consideradas, pues al ser diurnas ya es claro que existe una segregación temporal con las especies nocturnas. Además, entre las especies diurnas no se realizaron comparaciones debido a que no se identificaron interacciones evidentes como en el caso de las especies nocturnas. Para todas las comparaciones fue usado el estimador "Dhati" (Δ_1 sugerido para muestras con menos de 50 registros (Meredith & Ridout 2018), y se determinó que todos los pares de especies comparadas presentan una superposición temporal media (Fig. 4).

Cambios en las tasas de captura

Los resultados del análisis de permutación sugieren que en términos de la tasa de captura las especies de mesocarnívoros seleccionadas no presentan cambios estadísticamente significativos entre las dos temporadas evaluadas en este trabajo (*Eira barbara* $p=0.8611$, *Leopardus pardalis* $p=0.2597$, *L. tigrinus* $p=0.6932$, *Nasua nasua* $p=0.6559$) (Figs. 5 y S1).

Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación para el venado y el tigrillo lanudo, indican que un porcentaje importante del área de la reserva es hábitat usado por estas (Tabla 3). Para el venado se encontró que la variable que mejor explica la probabilidad de detección es el índice de humedad topográfica, con la detección disminuyendo a medida que aumenta esta variable (Tabla S3; Tabla 3). Así mismo, se encontró que la probabilidad de uso de hábitat disminuye con la elevación para esta especie, siendo el mejor modelo el que incluía esta variable (Fig. 6). Usando este modelo, se estima que un 51% (42-57%) del área de estudio

es hábitat usado por la especie y que la probabilidad promedio de detección de la especie es de 19% (13-26%). En cuanto al tigrillo lanudo, la variable que mejor explica la probabilidad de detección también fue el índice de humedad topográfica, pero en el caso de esta especie se encontró una relación positiva entre la detección y esta variable (Tabla 3; Fig. 6). Ninguna variable presentó un buen ajuste (los coeficientes de regresión no fueron estadísticamente significativos) para la probabilidad de uso de hábitat por lo que se seleccionó el modelo con probabilidad de ocupación constante y detección dependiendo de TopoWet para esta especie (Tabla S3; Tabla 3). Con este modelo se estima que un 62% (47-84%) del área de estudio es usada por la especie y que esta presenta una detección de 12% (7-17%).

DISCUSIÓN

Este estudio corresponde al primer monitoreo desarrollado de forma sistemática para el ensamblaje de mamíferos identificables con fototrampeo en la cordillera occidental en Colombia. La Fundación Colibrí a través de la adquisición de predios para la conservación, está jugando un papel importante en la protección del hábitat para especies como *Leopardus tigrinus* y *Tremarctos ornatus*, que se ven afectadas por la pérdida y fragmentación del hábitat (Payán & de Oliveira 2016; Velez-Liendo & García-Rangel 2017) a lo largo de su distribución. Además, los datos recopilados en este trabajo pueden contribuir a futuras evaluaciones del estado de conservación para especies como el armadillo coiletrapo (*Cabassous centralis*), catalogado como Datos Deficientes (DD) (Tirira et al. 2014), y para *Mazama zetta* (antes, *M. americana*; ver Duarte et al. 2008), aún no evaluada por la UICN (IUCN 2019). Por otro lado, la presencia de juveniles de *M. zetta* y *T. ornatus*, podrían considerarse indicador indirecto de que existe reclutamiento poblacional en la zona, asociado a las condiciones del hábitat y a la conectividad que se establece entre estas reservas privadas para conservar mayores extensiones de bosque.

Dentro de la composición de especies registradas, se encuentran especies que no son predichas como potenciales de acuerdo con las distribuciones establecidas por la UICN; como sería el caso *M. zetta*, *L. tigrinus* (Payán & de Oliveira 2016), *N. nasua* (Emmons & Helgen 2016), *Nasuella olivacea* (González-Maya et al. 2016), *T. ornatus* (Velez-Liendo & García-Rangel 2017), *Cabassous centralis* (Tirira et al. 2014) y *Didelphis pernigra* (Pérez-Hernández et al. 2016). Aunque para el país están establecidos los departamentos y altitudes a las que se pueden

Tabla 2

Patrones de actividad. Se presenta el número de registros independientes con los cuales fueron construidos los patrones de actividad, el porcentaje de registros correspondientes a cada periodo del día con su respectiva clasificación (P. nocturno y P. diurno hacen referencia a principalmente nocturno y principalmente diurno, respectivamente). Además, el pico de actividad más evidente de acuerdo con los diagramas de patrones de actividad presentado en la Fig. 3. Para el venado no fue asignado ningún pico de actividad (N/A), debido a su clasificación como catemeral y a la presencia de picos de actividad a lo largo de todo el día.

Especie	Registros Independientes	Porcentaje de Registros			Categoría	Pico de actividad
		Diurnos	Nocturnos	Crepusculares		
<i>Cuniculus taczanowskii</i>	17	0.00	88.24	11.76	Nocturno	19:00 - 5:00
<i>Didelphis pernigra</i>	18	0.00	94.44	5.56	Nocturno	19:00 - 5:00
<i>Eira barbara</i>	43	97.67	0.00	2.33	Diurno	9:00 - 18:00
<i>Leopardus pardalis</i>	27	29.63	62.96	7.41	P. nocturno	18:00 - 11:00
<i>Leopardus tigrinus</i>	36	2.78	69.44	27.78	P. nocturno	16:00 - 6:00
<i>Mazama zetta</i>	59	59.32	33.90	6.78	Catameral	N/A
<i>Nasua nasua</i>	24	91.67	0.00	8.33	P. diurno	6:00 - 19:00
<i>Notosiurus granatensis</i>	66	100.00	0.00	0.00	Diurno	6:00 - 18:00
<i>Tremarctos ornatus</i>	18	94.44	0.00	5.56	Diurno	8:00 - 11:00 13:00 - 18:00

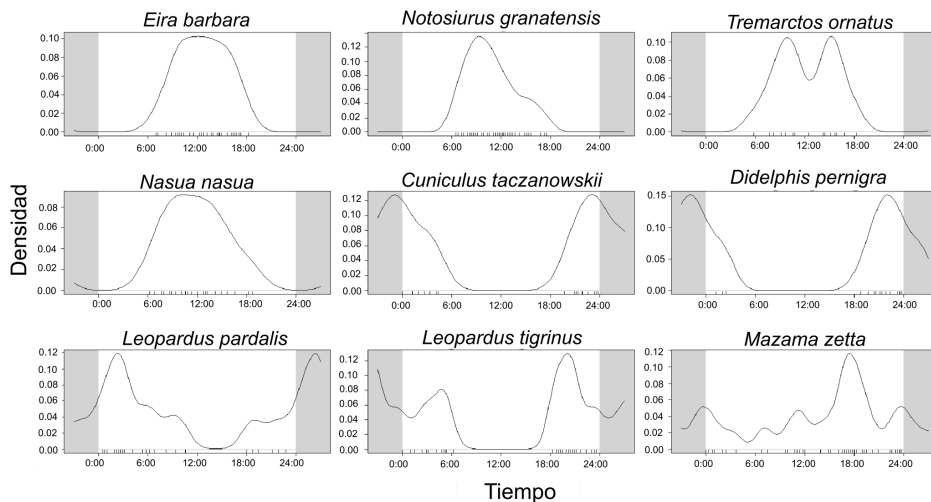


Fig. 3. Diagramas de patrones de actividad. El eje X presenta el tiempo desde las 00:00 hasta las 23:59, y el eje Y presenta la densidad de registros.

encontrar estas especies (Solari et al. 2013), y éstas coinciden con nuestros hallazgos, la información aquí reportada puede contribuir a la construcción de modelos de distribución para el país y al refinamiento de las distribuciones propuestas por la UICN. Por otro lado, las cuatro especies terrestres faltantes por registrar en el área (*Conepatus semistriatus*, *Dasyprocta punctata*, *Pecari tajacu*, *Sylvilagus fulvescens*) (Tabla S2), pueden estar presentando

en abundancias bajas, por lo que aún no han sido detectadas con los métodos empleados.

Los patrones de actividad encontrados son consistentes con los reportados en otros estudios, para siete de las nueve especies (Jiménez et al. 2010; Cáceres-Martínez et al. 2016; Zapata-Ríos & Branch 2016; Marinho et al. 2018a). Sin embargo, *Nasua nasua* se ha reportado como una especie catemeral en bosques andinos (Cáceres-Martínez et al. 2016), mientras que en las áreas de la Fundación Colibrí sus registros

Fig. 4. Análisis de sobreposición de patrones de actividad entre especies nocturnas y catemerales. Para cada par de especies se presenta el valor estimado de sobreposición (Δ_1) y el intervalo de confianza de 95% (CI).

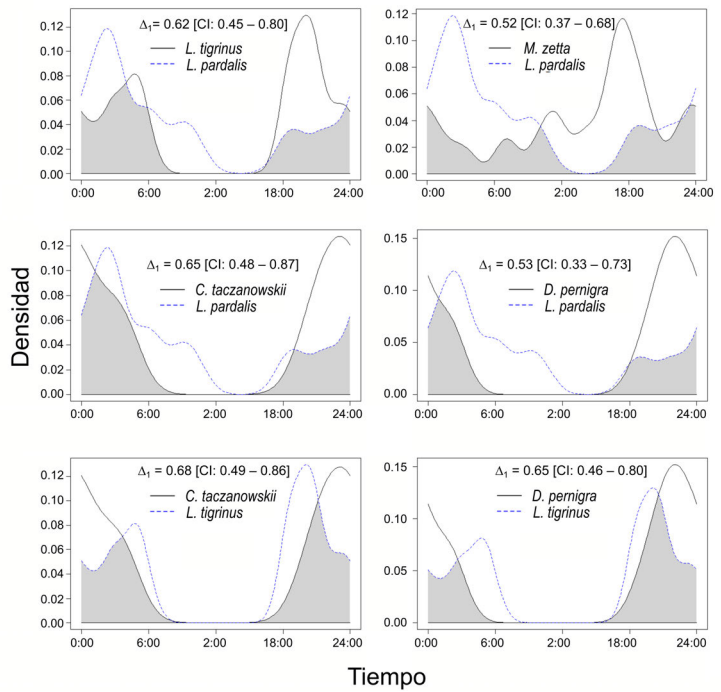
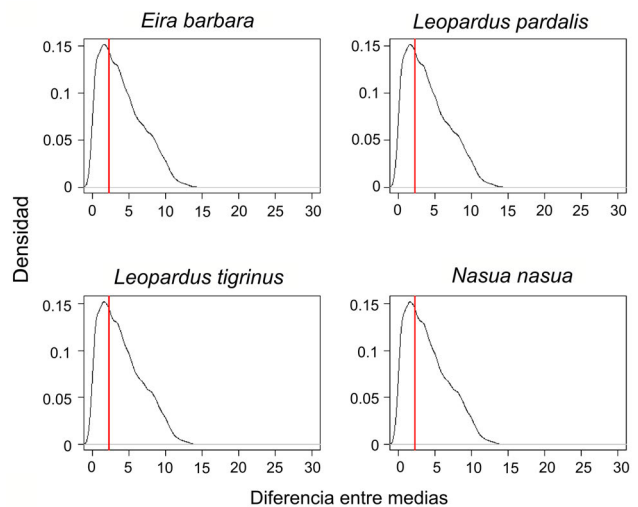


Fig. 5. Análisis de permutación para comparar abundancias relativas. La línea negra corresponde a la curva de densidad construida a partir de la diferencia entre un par de datos tomados aleatoriamente de cada temporada y la línea roja corresponde a la diferencia observada. Si la diferencia observada está fuera de la curva de densidad significa que existen diferencias estadísticamente significativas entre ambos conjuntos de datos.



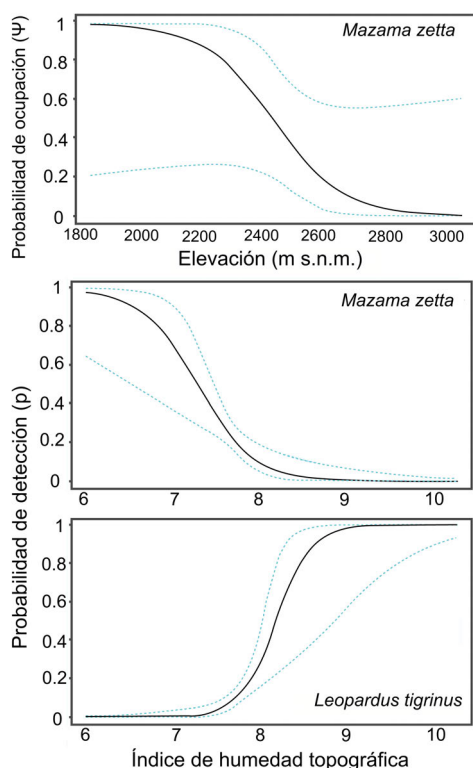


Fig. 6. Relación entre variables ambientales y la probabilidad de uso de hábitat y detectabilidad según los modelos de ocupación mejor soportados. Para *L. tigrinus* no se encontró evidencia suficiente de que alguna de las variables analizadas influya la probabilidad de uso de hábitat.

fueron principalmente diurnos (Tabla 2). Esto puede ser considerado una estrategia de esta población en particular para evitar potenciales competidores por hábitat y recursos alimenticios (Bianchi et al. 2016), tales como *N. olivacea* y *D. pernigra*. Respecto a *M. zetta*, especies evolutivamente próximas como *M. ruffina* y *Odocoileus virginianus*, se han reportado como catemerales en ecosistemas de páramo y bosques andinos (Jiménez et al. 2010; Zapata-Ríos & Branch 2016), lo cual sería consistente con los resultados obtenidos en este estudio; pero, *M. ruffina* también se ha reportado como una especie nocturna en bosques andinos (Cáceres-Martínez et al. 2016). Este cambio de actividad nocturna a catemeral de venados del género *Mazama* y otros ungulados, se ha considerado como una respuesta a la ausencia de presión de caza en la zona (Huck et al. 2017). Con esto, podría considerarse que la protección del venado en el área de estudio, favorece su actividad

constante a lo largo del día. Es importante entonces, continuar generando información sobre esta especie de venado endémico, para comprender aspectos básicos de su historia natural y sus requerimientos para implementar medidas de conservación.

Los análisis de sobreposición entre los patrones de actividad de las especies de felinos del género *Leopardus*, presentan un patrón similar a comparaciones realizadas para las mismas especies en ambientes áridos como la Caatinga en Brasil (Penido et al. 2017). En dicho estudio, se reporta una alta sobreposición entre la actividad de los felinos ($\Delta_1 = 0.76$ [CI: 0.46-0.86]), mientras que para las áreas de la Fundación Colibrí la sobreposición fue media. Estos resultados son interesantes pues se ha reportado que el tigrillo lanudo en presencia de otros felinos de mayor porte, como el ocelote, presenta un patrón de actividad catemeral (Oliveira-Santos et al. 2012). La ausencia de segregación temporal, puede estar favorecida por una alta segregación espacial identificada en el área de estudio. Los registros de *L. pardalis* estuvieron asociados a elevaciones superiores a los 2 200 m s.n.m., siendo el registro más extremo a 3 013 m s.n.m. Si bien es una elevación contemplada dentro de su distribución, no es el rango altitudinal en el que generalmente se ha registrado la especie (Payán & Soto 2012). Es posible que la interacción de competencia (Herrera et al. 2018) e incluso posible depredación (Murray & Gardner 1997) por *Puma concolor* influya en tal desplazamiento altitudinal del ocelote. Este cambio en el uso del hábitat favorece a su vez, la presencia de *L. tigrinus* en esta región del gradiente altitudinal donde *L. pardalis* es menos abundante (de Oliveira et al. 2010). Es probable que la gran diversidad de hábitats que puede usar el ocelote (Paviolo et al. 2015), junto con la conectividad entre las áreas boscosas a lo largo de ese gradiente, le proporcionan condiciones favorables para su establecimiento en las áreas más elevadas.

La baja sobreposición entre los patrones de actividad de *L. pardalis* y *M. zetta* pueden indicar una baja interacción entre estas dos especies (Fig. 4). En regiones donde se han reportado ocelotes y pumas simpátricos, se ha identificado segregación en el nicho alimenticio, donde el puma consume animales de mayor porte como venados, mientras que el ocelote caza presas más pequeñas como ratones (Moreno et al. 2006). Esta segregación puede explicar los resultados obtenidos, además de la presencia de otras especies que potencialmente pueden estar incluidas en la dieta de *L. pardalis* (Moreno et al. 2006; de Oliveira et al. 2010; Silva-Pereira et al. 2011), con las cuales tiene mayor sobreposición temporal. Por

Tabla 3

Resultados de los mejores modelos de ocupación para *Mazama zetta* y *Leopardus tigrinus*.
 * indica que el coeficiente de la variable es significativamente distinto de 0 con una significancia de 0.1.

<i>Mazama zetta</i>					
Modelo	Probabilidad de detección		Ocupación		% hábitat ocupado
	β Intercepto	β TopoWet	β Intercepto	β Elevación	
p(TopoWet)psi(elevación)	-1.47 (0.23)*	-1.59 (0.52)*	0.13 (0.75)	-2.22 (1.3)	51%
<i>Leopardus tigrinus</i>					
Modelo	Probabilidad de detección		Ocupación		% hábitat ocupado
	β Intercepto	β TopoWet	β Intercepto	β Elevación	
p(TopoWet)psi(.)	-2.0 (0.24)*	2.49 (0.78)*	0.51 (0.58)	-	62%

ejemplo, roedores del género *Cuniculus* han sido reportados como ítems importantes dentro de la dieta de *L. pardalis* (Bianchi et al. 2010). La sobreposición entre la actividad de estas especies ha sido evaluada en otros trabajos, en los cuales se reporta un valor de sobreposición similar en bosques andinos ($\Delta_1 = 0.67$ [CI: 0.48-0.81], García-R et al. 2019), mientras que para bosques de la Mata Atlántica se han reportado valores más altos ($\Delta_1 = 0.83$, Carvalho et al. 2019). Marsupiales del género *Didelphis* también se han considerado dentro de la dieta de *L. pardalis* (Silva-Pereira et al. 2011). Herrera et al. (2018) reportan dos valores de sobreposición diferentes para dos tipos de bosques, siendo más alto en bosque seco tropical ($\Delta_1 = 0.802$ [CI: 0.708-0.905]), mientras que en bosque lluvioso tropical se reportan valores más bajos ($\Delta_1 = 0.775$ [CI: 0.692-0.844]). Sin embargo, para las áreas de la Fundación Colibrí la sobreposición entre estas especies, a pesar de ser nocturnas, no fue tan alta (Fig. 4). Es posible que exista segregación temporal entre estas dos especies, por lo que podría considerarse que estos marsupiales no son consumidos frecuentemente por el ocelote.

Para *L. tigrinus*, los roedores del género *Cuniculus* han sido considerados como presas potenciales (García-Casimiro & Santos-Moreno 2018; Botts et al. 2020). Un estudio desarrollado en la Cordillera Talamanca (Costa Rica), propone a *Cuniculus paca* como una presa secundaria en la dieta del tigrillo lanudo, presentando además un alto coeficiente de sobreposición ($\Delta_1 = 0.75$; Botts et al. 2020). Con relación a los marsupiales, un estudio realizado en la Mata Atlántica considera *Didelphis* sp. como parte de la dieta de *L. guttulus*, un felino muy similar a *L. tigrinus* en términos de tamaño (de Oliveira et al. 2016). Sin embargo, otros estudios consideran marsupiales de gran tamaño como las del género

Didelphis muy grandes para ser cazados por *L. tigrinus* (Marinho et al. 2018a). Los resultados para las áreas de la Fundación Colibrí sugieren una sobreposición media de *L. tigrinus* con *C. taczanowski* y *D. pernigra*, por lo que podría considerarse que, realmente, las principales presas en la dieta de este felino corresponden a otras especies (como pequeños roedores). Aunque, es de recordar que los felinos son predadores oportunistas y eventualmente pueden alimentarse de cualquier animal que puedan cazar (Sunquist & Sunquist 2002).

De acuerdo con lo anterior, podría considerarse que las especies con interacciones antagónicas potenciales (gremios tróficos iguales o similares, o presa-depredador) reducen esas posibles interacciones, mediante una segregación espacial, en vez de temporal (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). Esto tendría como consecuencia que los registros de cada especie estén más asociados a algunas estaciones de muestreo en particular como, por ejemplo, la segregación altitudinal entre *L. pardalis* y *L. tigrinus*. Adicionalmente, si se tiene en cuenta que normalmente las especies de depredadores tienden a ser menos abundantes dentro de las comunidades (Jernvall & Fortelius 2004), puede explicarse la baja tasa de captura de mesocarnívoros por sitio (Fig. S1). De acuerdo con los análisis de permutación, esta baja tasa de captura no ha cambiado significativamente entre las dos temporadas evaluadas. Con esto, podría considerarse que las poblaciones de estas especies se han mantenido estables a lo largo de los dos periodos evaluados, lo que resalta el papel de la Fundación Colibrí en la conservación de esta área.

Los modelos de ocupación construidos para la segunda temporada, podrían considerarse como línea base para futuros monitoreos de las áreas protegidas de la Fundación Colibrí. Pero también, proporcionan

información importante para comparar con otros estudios realizados para las mismas especies. En el caso de *Leopardus tigrinus*, solo se ha publicado un estudio de ocupación realizado en la Caatinga, Brasil (Marinho et al. 2018b). Los investigadores reportan un estimado de ocupación menor que el nuestro (0.46 para la Caatinga y 0.51 para nuestro estudio) y una probabilidad de detección más alta (0.21 para la Caatinga y 0.19 para nuestro estudio; Marinho et al. 2018b). Estudios realizados para otras especies del género *Leopardus* han reportado probabilidades de detección menores. Por ejemplo, para *L. guigna* un felino que se distribuye en bosques templados y matorrales (Napolitano et al. 2015), se reportó un estimado de ocupación promedio de 0.48 (SE: 0.14) y un estimado de detección promedio de 0.13 (SE: 0.05), para áreas de bosque nativo en Chile (Gálvez et al. 2013). Es probable que la probabilidad de detección se vea afectada por la naturaleza del ecosistema en el cual se realiza el estudio. La Caatinga, siendo un hábitat de vegetación más abierta y topografía menos accidentada, favorece la detección de la especie; mientras que los bosques andinos, caracterizados por una vegetación más densa y un relieve más quebrado (Cabrera & Willink 1973), limitan el acceso a los sitios de muestreo, dificultando la distribución completamente aleatoria de las estaciones de muestreo. Aun así, podría intensificarse el esfuerzo de muestreo en los sitios que son accesibles, de forma que se aumente un poco la probabilidad de detectar la especie en este tipo de ambiente (Gálvez et al. 2013). Sin embargo, el estimado de ocupación de este trabajo, revela que la especie está usando una proporción mayor a 50% del hábitat de la reserva, lo cual es importante desde el punto de vista de la conservación de *L. tigrinus*.

Para el caso del venado, este estudio reporta un estimado de uso de hábitat menor al registrado en otros estudios con especies del mismo género desarrollados en un fragmento de Mata Atlántica, Brasil (Ferregueti et al. 2015), en un mosaico de sabanas y bosque húmedo tropical en el escudo guyanés colombiano (Gómez et al. 2016), y en un bosque tropical lluvioso en México (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2016). Con relación a la probabilidad de detección, ésta fue mayor que la registrada para *Mazama temama* (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2016) y para *Mazama* spp. (Gómez et al. 2016), y menor que la reportada para *M. americana* (Ferregueti et al. 2015). Sin embargo, por la similitud de la cobertura vegetal en la que suelen encontrarse (Bello et al. 2016), podría tener más sentido comparar los resultados de nuestro estudio con los de Pérez-Irineo & Santos-Moreno (2016), que reportan un estimado de ocupación de

82%. El hecho que el estimado de uso de hábitat de *M. zetta* sea aproximadamente de 50% puede ser reflejo de una población en recuperación después de una fuerte presión de caza en la zona, en años previos e inicios del establecimiento del área protegida, hace aproximadamente 10 años (U. Rendón, com. pers., octubre 2019). Actualmente, en la reserva no se presentan eventos de cacería, pero se han registrado, en algunas estaciones de fototrampeo, grupos de perros que se desplazan sin supervisión entre algunos sectores de la reserva. Esto podría afectar la supervivencia de los venados y otras especies susceptibles, como la guagua (*C. taczanowskii*) y la zarigüeya (*D. pernigra*), de ser cazadas por perros (Zapata-Ríos & Branch 2016; Carvalho et al. 2019). Esta situación sumada a la probabilidad de detección calculada para la especie, permite proponer el venado como objeto de monitoreo para la Reserva Natural Mesenia-Paramillo.

Respecto a los modelos de ocupación también es interesante notar que la probabilidad de detección se vio influenciada de manera significativa por el índice de humedad topográfica en ambas especies, aunque con una relación positiva para oncilla y negativa para el venado. Este índice indica la cantidad de agua que puede acumular un terreno de acuerdo con su topografía (Qin et al. 2011) y se ha demostrado que es un buen predictor para la presencia de especies de plantas y animales (Besnard et al. 2013; Petroselli et al. 2013). Aunque se desconoce el mecanismo mediante el cual esta variable influencia la probabilidad de detección de ambas especies, se podría hipotetizar que la cantidad de agua que se acumulada en un área puede tener efecto sobre el tipo de vegetación presente en la zona, lo que a su vez influencia el desplazamiento y/o forrajeo de los individuos. En cualquier caso, se considera que esta puede ser una variable importante para modelar la probabilidad de ocupación y detección de mamíferos, por lo que se recomienda evaluarla en estudios de ocupación con otras especies y en otros ecosistemas. Así mismo, puede ser importante evaluar el efecto que tiene la presencia de perros en el uso de hábitat del venado y del tigrillo lanudo, considerando estos cánidos como potenciales depredadores de los venados y tal vez competidores potenciales del tigrillo lanudo.

La información recopilada aporta al conocimiento de las comunidades de mamíferos andinas y permite establecer apropiadamente una línea base para el manejo de estas reservas privadas en la cordillera occidental. Esto soporta el mantenimiento de extensas áreas de bosque montano y montano alto, y los esfuerzos para adquisición de predios que den

conectividad a dichas áreas, de manera que asegure la disponibilidad de hábitat de calidad para especies con problemas de conservación en la región y el país, como *L. tigrinus* y *T. ornatus*. Aun así, es importante resaltar que este tipo de estudios realizados en los Andes pueden presentar algunas limitaciones. Este trabajo en particular presentó dificultad para acceder a algunos sitios limitando la implementación de un diseño de muestreo aleatorio, distribuyendo las estaciones de fototrampeo en los sitios que fueron más accesibles. Adicionalmente, si bien los cambios en la tasa de captura de los mesocarnívoros, escogidos como indicadores, permiten identificar cambios en las poblaciones de estas especies, el análisis no permite determinar si este cambio corresponde al aumento o disminución en la tasa de captura. Por lo tanto, si este análisis identifica algún cambio significativo entre las temporadas analizadas, será necesario proponer otro tipo de análisis para determinar la dirección de ese cambio.

Este trabajo permitió proponer una estrategia de monitoreo para las áreas en conservación de la Fundación Colibrí, manteniendo como base las mismas 20 estaciones muestreadas durante la segunda temporada. Este muestreo será implementado inicialmente cada año, aunque dependiendo de las diferencias que se identifiquen entre temporadas, podrá realizarse cada dos o tres años. Adicionalmente, en caso de adquirir más predios para conservar, este diseño deberá ser ajustado. Dentro de esa estrategia de monitoreo, la Fundación Colibrí, decidió utilizar el venado como objeto de monitoreo, debido a los resultados presentados en este trabajo. Estos muestreos permiten, además, mantener actualizado el listado de especies del área e identificar cambios en los patrones de actividad de las especies, lo cual podría asociarse con algún tipo de cambio en el área, como se explicó para el caso del venado. Además, el siguiente paso es combinar este tipo de estudios con la evaluación de hipótesis sobre asociaciones con variables ambientales que afecten la presencia de las especies seleccionadas para el monitoreo, lo que permitirá tomar mejores decisiones sobre el manejo y los objetivos de conservación de estas áreas protegidas (Nichols & Williams 2006).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Fundación Colibrí, especialmente a Luis Mazariegos y Gustavo Suárez (d.e.p.), por la gestión de los recursos y la logística necesarios para hacer posible este estudio durante los últimos cuatro años. Igualmente, al personal de la Reserva Natural Mesenia-Paramillo por su apoyo y colaboración. Finalmente, a Valentina Hernández,

Susana Restrepo, Diana Betancur, Sebastián García R. y Alejandro Suárez por su apoyo en campo.

REFERENCIAS

- ALLEN, J. A. 1915. Notes on American Deer of the Genus *Mazama*. Bulletin of the AMNH 34:521–553.
- ALVES-COSTA, C. P., & P. C. ETEROVICK. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32:77–92. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.03.001>
- AMÉZQUITA, A. ET AL. 2013. A new species of andean poison frog, *Andinobates* (Anura: Dendrobatidae), from the northwestern andes of Colombia. *Zootaxa* 3620:163–178. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3620.1.8>
- AMÉZQUITA, A. ET AL. 2019. A new species of *Pristimantis* (Anura: Craugastoridae) from the cloud forests of Colombian western Andes. *Zootaxa* 4648:537–548. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4648.3.8>
- ARMENTERAS, D., F. GAST, & H. VILLAREAL. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113:245–256. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(02)00359-2)
- BELLO, J., R. REYNA, & J. SCHIPPER. 2016. *Mazama temama*, Central American Red Brocket. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T136290A22164644. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-2.rlts.t136290a22164644.en>
- BESNARD, A. G., I. LA JEUNESSE, O. PAYS, & J. SECONDI. 2013. Topographic wetness index predicts the occurrence of bird species in floodplains. *Diversity and Distributions* 19:955–963. <https://doi.org/10.1111/ddi.12047>
- BIANCHI, R. DE C., S. L. MENDES, & P. DE MARCO JÚNIOR. 2010. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 45:111–119. <https://doi.org/10.1080/01650521.2010.514791>
- BIANCHI, R. D. C., N. OLIFIERS, M. E. GOMPPER, & G. MOURÃO. 2016. Niche partitioning among mesocarnivores in a Brazilian wetland. *PLoS ONE* 11:e0162893. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162893>
- BIANCHI, R. DE C., R. C. CAMPOS, N. L. XAVIER-FILHO, N. OLIFIERS, M. E. GOMPPER, & G. MOURÃO. 2014. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. *Acta Theriologica* 59:13–23. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0137-x>
- BOTTS, R. T. ET AL. 2020. Circadian activity patterns of mammalian predators and prey in Costa Rica. *Journal of Mammalogy*:10.1093/jmammal/gyaa103.
- BURNHAM, K. P., & D. R. ANDERSON. 2002. *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- CABRERA, A. L., & A. WILLINK. 1973. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, C. H., A. A. RINCÓN, & J. F. 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. <https://doi.org/10.12933/therya-16-397>
- CARVALHO, W. D., L. M. ROSALINO, M. S. A. M. GODOY, M. F. GIORGETE, C. H. ADANIA, & C. E. L. ESBERARD. 2019. Temporal activity of rural free-ranging dogs: Implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. *NeoBiota* 45:55–74. <https://doi.org/10.3897/neobiota.45.30645.suppl4>
- CIFUENTES-RENDÓN, A. ET AL. 2020. Designation of a neotype for *Mazama americana* (Artiodactyla, Cervidae) reveals a cryptic new complex of brocket deer species. *ZooKeys* 958:146–164. <https://doi.org/10.3897/zookeys.958.50300>

- CLAVIJO, L., & J. L. CLARK. 2014. *Drymonia crispata* (Gesneriaceae), a new species from northwestern Colombia. *Brittonia* 66:65–69. <https://doi.org/10.1007/s12228-013-9310-4>
- COLWELL, R. K. 2013. EstimateS, Version 9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. .
- COLWELL, R. K., X. M. CHANG, & J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717–2727. <https://doi.org/10.1890/03-0557>
- CONSORTIUM FOR SPATIAL INFORMATION. 2018. CGIAR. <<https://cgiiarcsi.community/category/data/>>
- COSSIOS, E. D., & A. RICRA-ZEVALLOS. 2019. Diversidad y actividad horaria de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en el Parque Nacional Tingó María, Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología* 26:325–332. <https://doi.org/10.15381/rpb.v26i3.16776>
- CUERVO, A. M., F. G. STILES, C. D. CADENA, J. L. TORO, & G. A. LONDOÑO. 2003. New and Noteworthy Bird Records from the Northern Sector of the Western Andes of Colombia. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*. 123:7–24.
- DUARTE, J. M. B., S. GONZÁLEZ, Y. J. E. MALDONADO. 2008. The surprising evolutionary history of South American deer. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49:17–22. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.07.009>
- EMMONS, L., & K. HELGEN. 2016. *Nasua nasua*, South American Coati. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T41684A45216227. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-1.rlts.t41684a45216227.en>
- ETTER, A., & W. VAN WYNGAARDEN. 2016. Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *Royal Swedish Academy of Sciences* 29:432–439. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, F., O. MELO, E. ALVAREZ, U. PEREZ, & A. LOZANO. 2013. Status of Knowledge, Conservation, and Management of Tropical Dry Forest in the Magdalena River Valley, Colombia. *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation, and Management* (A. Sánchez-Azofeifa, J. S. Powers, G. W. Fernandes, & M. Quesada eds.). CRC Press, Florida. <https://doi.org/10.1201/b15417-6>
- FERREQUETTI, Á. C., W. M. TOMÁS, & H. G. BERGALLO. 2015. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy* 96:1245–1254. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv132>
- FIERRO-CALDERÓN, E., & D. P. R. MOSQUERA. 2016. Avifauna de bosques nublados en la cordillera Occidental, departamentos del Valle del Cauca, Risaralda y sur de Antioquia. *Asociación para el estudio y conservación de las aves acuáticas en Colombia*. <https://doi.org/10.15517/lank.v0i0.11609>
- FISKE I. ET AL. 2019. Unmarked: Models for Data from Unmarked Animals, Version 0.12-3.
- FULLER, T. K., A. M. SILVA, V. H. MONTALVO, C. SÁENZ-BOLAÑOS, J. E. CARRILLO, & R. REYNA. 2020. Reproduction of white-tailed deer in a seasonally dry tropical forest of Costa Rica: A test of aseasonality. *Journal of Mammalogy* 101:241–247. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz173>
- GÁLVEZ, N. ET AL. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guinea *Leopardus guigna*. *Oryx* 47:251–258. <https://doi.org/10.1017/s0030605312000099>
- GARCÍA-CASIMIRO, E., & J. A. SANTOS-MORENO. 2018. Dinámica poblacional y caracterización de micro hábitat del tepalcuiente (*Cuniculus paca*) en una Selva mediana de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Instituto Politécnico Nacional*. <https://doi.org/10.12933/therya-13-97>
- GARCÍA-R, S., S. BOTERO-CAÑOLA, C. SÁNCHEZ-GIRALDO, & S. SOLARI. 2019. Habitat use and activity patterns of *Leopardus pardalis* (Felidae) in the Northern Andes, Antioquia, Colombia. *Biodiversity* 20:5–19. <https://doi.org/10.1080/14888386.2019.1590235>
- GÓMEZ, B., O. MONTENEGRO, & P. SÁNCHEZ-PALOMINO. 2016. Variación en la abundancia de ungulados en dos áreas protegidas de la Guayana colombiana estimadas con modelos de ocupación. *Therya* 7:89–106. <https://doi.org/10.12933/therya-16-342>
- GÓMEZ, H., R. B. WALLACE, G. AYALA, & R. TEJADA. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:91–95. <https://doi.org/10.1080/01650520500129638>
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., F. REID, & K. HELGEN. 2016. *Nasuella olivacea*, Western Mountain Coati. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T72261737A45201571. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-1.rlts.t72261737a45201571.en>
- GRANIZO, T. ET AL. 2006. Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA. The Nature Conservancy, Quito, Ecuador.
- HERRERA, H. ET AL. 2018. The partitioning among jaguar *Panthera onca*, puma *Puma concolor* and ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Costa Rica's dry and rainforests. *Revista de Biología Tropical* 66:1559–1568. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32895>
- HUCK, M., C. P. JUAREZ, M. A. ROTUNDO, V. M. DÁVALOS, & E. FERNÁNDEZ-DUQUE. 2017. Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina. *Check List* 13:363–378. <https://doi.org/10.15560/13.4.363>
- IUCN. 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1.
- JERNVALL, J., & M. FORTELIUS. 2004. Maintenance of trophic structure in fossil mammal communities: Site occupancy and taxon resilience. *The American Naturalist* 164:614–624. <https://doi.org/10.2307/3473172>
- JIMÉNEZ, C. F., H. QUINTANA, V. PACHECO, D. MELTON, J. TORRAVELA, & G. TELLO. 2010. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista Peruana de Biología* 17:191–196.
- KATTAN, G. H., P. FRANCO, V. ROJAS, & G. MORALES. 2004. Biological diversification in a complex region: A spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31:1829–1839. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01109.x>
- KAYS, R. ET AL. 2009. Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *Proceedings of the 4th IEEE International Workshop on Practical Issues in Building Sensor Network Applications (SenseApp) and the IEEE 34th Conference on Local Computer Networks (LCN 2009)*:811–818. <https://doi.org/10.1109/lcn.2009.5355119>
- KRONFELD-SCHOR, N., & T. DAYAN. 2003. Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:153–181. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435>
- LIRA-TORRES, I., & M. BRIONES-SALAS. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimapapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28:566–585. <https://doi.org/10.21829/azm.2012.283859>
- MACKENZIE, D. I., & W. C. KENDALL. 2002. How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology* 83:2387–2393. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2387:hsdpbj\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2387:hsdpbj]2.0.co;2)
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY, & J. E. HINES. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Inc., Cambridge. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1243:breami\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1243:breami]2.0.co;2)
- MARCELO-PEÑA, J. L., & C. R. RODRIGUEZ. 2014. Patrones de diversidad y composición florística de parcelas de evaluación permanente en la selva central de Perú. *Rodriguésia* 65:35–47. <https://doi.org/10.1590/s2175-78602014000100003>
- MARINHO, P. H., D. BEZERRA, M. ANTONGIOVANNI, C. R. FONSECA, & E. M. VENTICINQUE. 2018a. 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. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.12.004>

- MARINHO, P. H., D. BEZERRA, M. ANTONGIOVANNI, C. R. FONSECA, Y E. M. VENTICINQUE. 2018b. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research* 63:33–42. <https://doi.org/10.1007/s13364-017-0330-4>
- MARTÍNEZ, J. S., M. T. BECERRA, F. CUESTA, & L. QUIÑONEZ. 2009. Atlas de los Andes del Norte y Centro. Secretaría General de la Comunidad Andina, Lima.
- MÁRQUEZ, R., G. BIANCHI, E. ISASI-CATALÁ, V. RUIZ-GUTIÉRREZ, & I. GOLDSTEIN. 2017. Guía para el monitoreo de la ocupación del Oso Andino. Wildlife Conservation Society & Andean Bear Conservation Alliance.
- DE MATOS DIAS, D., C. B. DE CAMPOS, & F. H. GUIMARÃES RODRIGUES. 2018. Behavioural ecology in a predator-prey system. *Mammalian Biology* 92:30–36. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.005>
- MENA, J. L., H. YAGUI, F. LA ROSA, P. PASTOR, J. RIVERO, & R. APPLETON. 2020. Topography and disturbance explain mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) occupancy at its southernmost global range. *Mammalian Biology* 100:231–239. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00027-9>
- MEREDITH, M., & M. RIDOUT. 2018. Package “overlap”: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. .
- MORENO, R. S., R. W. KAYS, & R. SAMUDIO. 2006. Competitive release in diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* 87:808–816. <https://doi.org/10.1644/05-mamm-a-360r.2.1>
- MORENO, L. A., G. I. ANDRADE, & L. F. RUÍZ-CONTRERAS. 2016. Biodiversidad 2016. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. <https://doi.org/10.21068/b001>
- MURRAY, J. L., & G. L. GARDNER. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548:1–10. <https://doi.org/10.2307/3504082>
- NAPOLITANO, C., N. GÁLVEZ, M. BENNETT, G. ACOSTA-JAMETT, & J. SANDERSON. 2015. *Leopardus guigna*, Guíña. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T15311A50657245. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2015-2.rlts.t15311a50657245.en>
- NICHOLS, J. D., & B. K. WILLIAMS. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- OCAMPO-PEÑUELA, N., & S. L. PIMM. 2014. Setting practical conservation priorities for birds in the Western Andes of Colombia. *Conservation Biology* 28:1260–1270. <https://doi.org/10.1111/cobi.12312>
- OCAMPO-PEÑUELA, N., & S. L. PIMM. 2015. Elevational ranges of montane birds and deforestation in the Western Andes of Colombia. *PLoS ONE* 10:e0143311. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143311>
- DE OLIVEIRA, T. G. ET AL. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and Conservation of Wild Felids* (D. Macdonald, & A. Loveridge, eds.). Oxford University Press, Oxford.
- DE OLIVEIRA, T. G., & J. A. PEREIRA. 2014. Intraguild predation and interspecific killing as structuring forces of carnivorous communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution* 21:427–436. <https://doi.org/10.1007/s10914-013-9251-4>
- DE OLIVEIRA, T. G., T. TRIGO, T. TORTATO, A. PAVIOLO, A. BIANCHI, & LEITE-PITMAN. 2016. *Leopardus guttulus*, Southern Tiger Cat. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T54010476A54010576. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-2.rlts.t54010476a54010576.en>
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., M. E. GRAIPEL, M. A. TORTATO, C. A. ZUCCO, N. C. CÁCERES, & F. V. B. GOULART. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia* 29:115–120. <https://doi.org/10.1590/s1984-46702012000200003>
- PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA. 2019. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <[http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/parques-nacionales-
>](http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/parques-nacionales-)
- PAVIOLO, A. ET AL. 2015. *Leopardus pardalis*, Ocelot. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T11509A97212355. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2015-4.rlts.t11509a50653476.en>
- PAYÁN, E., & T. DE OLIVEIRA. 2016. *Leopardus tigrinus*, Northern Tiger Cat. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T54012637A50653881. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-2.rlts.t54012637a50653881.en>
- PAYÁN, E., & C. SOTO. 2012. Los felinos de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia, Bogotá. <https://doi.org/10.21068/d1008180c>
- PELÁEZ, N., G. E. MEYER, U. RENDÓN-JARAMILLO, J. DAVID FERNÁNDEZ, N. LÓPEZ-ÁLVAREZ, & L. A. H. MAZARIEGOS. 2020. *Dracula irmelinae*, a new species in the subtribe Pleurothallidinae (Orchidaceae) from the western andes of Colombia. *Lankesteriana* 20:137–149. <https://doi.org/10.15517/lank.v20i2.41823>
- PENIDO, G. ET AL. 2017. Mesocarnivore activity patterns in the semiarid Caatinga: Limited by the harsh environment or affected by interspecific interactions? *Journal of Mammalogy* 98:1732–1740. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx119>
- PÉREZ-HERNÁNDEZ, R., S. SOLARI, T. TARIFA, & D. LEW. 2016. *Didelphis pernigra*, Andean White-eared Opossum. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T136395A22176668. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-1.rlts.t136395a22176668.en>
- PÉREZ-IRINEO, G., & A. SANTOS-MORENO. 2016. Abundance, herd size, activity pattern and occupancy of ungulates in Southeastern Mexico. *Animal Biology* 66:97–109. <https://doi.org/10.1163/15707563-00002490>
- PETROSELLI, A., F. VESSELLA, L. CAVAGNUOLO, G. PIOVESAN, & B. SCHIRONE. 2013. Ecological behavior of *Quercus suber* and *Quercus ilex* inferred by topographic wetness index (TWI). *Trees - Structure and Function* 27:1201–1215. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0869-x>
- PRESLEY, S. J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species* 636:1–6.
- QIN, C. Z. ET AL. 2011. An approach to computing topographic wetness index based on maximum downslope gradient. *Precision Agriculture* 12:32–43. <https://doi.org/10.1007/s11119-009-9152-y>
- R CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAMÍREZ-CHAVES, H. E., A. F. SUÁREZ-CASTRO, & J. F. GONZÁLEZ-MAYA. 2016. Cambios recientes a la lista de mamíferos de Colombia. *Mammalogy Notes* 3:1–9. <https://doi.org/10.47603/manovol3n1.1-9>
- RESNATUR. 2020. Resnatur: Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil. <<https://www.resnatur.org.co/es/reservas-y-organizaciones-asociadas>>
- RILEY, S. J., S. DEGLORIA, & R. ELLIOT. 1999. A Terrain Ruggedness Index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of sciences* 5:23–27.
- ROEMER, G. W., M. E. GOMPPER, & B. VAN VALKENBURGH. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59:165–173. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9>
- SANDERSON, J. G., & M. TROLLE. 2005. Monitoring Elusive Mammals. *American Scientist* 93:148–155. <https://doi.org/10.1511/2005.52.958>
- SARRIA-PEREA, J. A. 2012. Taxonomía e filogenia de algunas especies de *Mazama* (Mammalia; Cervidae) da Colômbia. Tesis de doctorado. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. <https://doi.org/10.17533/udea.rccp.v28n4a08>
- SASIDHRAN, S. ET AL. 2016. Habitat occupancy patterns and activity rate of native mammals in tropical fragmented peat swamp reserves in Peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 363:140–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.037>

- SILVA-PEREIRA, J. E., R. F. MORO-RIOS, D. R. BILSKI, & F. C. PASSOS. 2011. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. *Mammalian Biology* 76:308–312. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.09.001>
- SOLARI, S., Y. MUÑOZ-SABA, J. V. RODRÍGUEZ-MAHECHA, T. R. DEFLER, H. E. RAMÍREZ-CHAVES, & F. TRUJILLO. 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20:301–365.
- SUNQUIST, M., & F. SUNQUIST. 2002. *Wild Cats of the World*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- STALLINGS, J. R. 1986. Notes on the Reproductive Biology of the Grey Brocket Deer (*Mazama gouazoubira*) in Paraguay. *Journal of Mammalogy* 67:172–175. <https://doi.org/10.2307/1381016>
- TIME AND DATE. 2019. Time and date. <<https://www.timeanddate.com/>>
- TIRIRA, D., J. DÍAZ-N., M. SUPERINA, & A. M. ABBA. 2014. *Cabassou centralis*, Northern naked-tailed armadillo. The IUCN Red List of Threatened Species:e.T3412A47437304. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2014-1.rlts.t3412a47437304.en>
- TITLE, P. O., & J. B. BEMMELS. 2018. ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography* 41:291–307. <https://doi.org/10.1111/ecog.02880>
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES, & G. POWELL. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- TUANMU, M. N., & W. JETZ. 2015. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography* 24:1329–1339. <https://doi.org/10.1111/geb.12365>
- VALLEJO, M. I., & D. I. GÓMEZ. 2017. Marco conceptual para el monitoreo de la biodiversidad en Colombia. *Biodiversidad en la Práctica* 2:1–47. <https://doi.org/10.21068/b001.2014.304>
- VAN HORN, R. C., B. ZUG, R. D. APPLETON, X. VELEZ-LIENDO, S. PAISLEY, & C. LACOMBE. 2015. Photos provide information on age, but not kinship, of Andean bear. *PeerJ* 3:e1042. <https://doi.org/10.7717/peerj.1042>
- VELEZ-LIENDO, X., & S. GARCÍA-RANGEL. 2017. *Tremarctos ornatus*, Spectacled Bear (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species:e.T22066A123792952. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2017-3.rlts.t22066a45034047.en>
- WHEELER, R. E., & M. TORCHIANO. 2016. lmer: Permutation tests for linear models. <<https://CRAN.R-project.org/package=lmer>>.
- ZAPATA-RÍOS, G., & L. C. BRANCH. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.016>

MATERIAL SUPLEMENTARIO ONLINE

Suplemento 1

Fig. S1. Distribución de los datos de abundancia relativa calculados para cada temporada. En gris se presentan los datos correspondientes a la primera temporada y en negro los datos de la segunda temporada.

Tabla S1. Esfuerzo de muestreo por estación por temporada. Se presentan el número de trampas/noche (esfuerzo) correspondiente a cada estación de fototrampeo implementada en cada temporada. Para las estaciones dobles implementadas durante la primera temporada se presenta el esfuerzo conjunto de las dos cámaras.

Tabla S2. Especies que podrían ocurrir potencialmente en el área de estudio de acuerdo con los listados de especies para el país y las distribuciones de la UICN. Se presenta el tipo de registro de la especie para el área de estudio: si fue en cámaras trampa durante este trabajo u otros (Fototrampeo), registrados por los guardabosques de las áreas protegidas (Avistamiento), colectas ocasionales (Colecta), o si nunca ha sido registrado en el área (No registrado).

Tabla S3. Resultado de la evaluación modelos de ocupación (interpretados como uso de hábitat) organizados de mayor a menor soporte según el criterio de información de Akaike con corrección para muestras pequeñas.