



UNIVERSIDAD DE **PAMPLONA**

**Efecto de la caza sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en el Parque  
Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.**

**Lina Alexandra Galvis Hernandez**

1.092.364.283

**Programa de Biología**

**Facultad de Ciencias Básicas**

**Universidad de Pamplona**

**Pamplona, Norte de Santander, Colombia**

**2022**



**Efecto de la caza sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en el Parque  
Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.**

**Estudiante**

Lina Alexandra Galvis Hernandez

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de  
biólogo**

**Director**

Carlos Herney Cáceres Martínez **B.Sc. M.Sc.**

**Codirector**

Diego Armando Carrero Sarmiento **B.Sc. M.Sc.**

**Programa de Biología  
Facultad de Ciencias Básicas  
Universidad de Pamplona  
Pamplona, Norte de Santander, Colombia  
2022**

## **DEDICATORIA**

*A Dios,*

*A mis padres y hermano por su infinito apoyo incondicional,*

*A mi familia por impulsarme a dar lo mejor de mí,*

*A todos mis amigos por siempre creer en mí y lo capaz que era*

*A todos los que con su esfuerzo se dedican a proteger la vida*

*y a la pasión que siempre sentí en realizar este proyecto*

*y al amor infinito que tengo a la biología.*

## AGRADECIMIENTOS

A Dios, que va delante de mí, que hace brotar los mundos para justificarme y permitirme este logro académico en lo que me apasiona.

A mis padres y hermano, por sus esfuerzos, apoyo y amor incondicional. A mis nonos, por creer en mí y siempre encomendar cada paso que daba y alentarme en perseguir mis sueños.

A mi director Carlos Cáceres y codirector Diego Carrero, por su apoyo, sus sugerencias y aportes. a mi formación académica, profesional y personal y a mis evaluadores por su disposición y tiempo.

Al B.Sc. Juanita Barrera y Diego Lizcano por motivarme con sus aportes al trabajo y el seguimiento del proyecto.

A la familia Rolón, Don Hugo, su esposa e hijos y demás familiares por toda su hospitalidad y acogida en su finca. A Nelson, Jose Alfredo y Brayan, por su guía y acompañamiento.

A Corponor por el apoyo y por brindarme la oportunidad de realizar mi trabajo en el Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas.

A la organización IDEA WILD por los equipos de campo donados como parte de una beca.

A Rufino Carvajal por su apoyo incondicional para llevar a cabo las salidas de campo.

A Johanna por ser tan especial, por los consejos, por la paciencia, la disposición, por todo.

A mis amigos por su amistad leal y duradera que trasciende más allá.

A mis compañeros y colegas por su compañía, amistad incondicional en todo este camino.

A todos los demás que de una u otra forma aportaron en este proceso, eternamente agradecida.

## Resumen

En la región nororiental de los Andes de Colombia, existen áreas importantes de conservación, potencialmente diversas y frágiles, son claves para el mantenimiento de la biodiversidad, aun así, son las que presentan mayor amenaza ante presiones como la cacería. Sin embargo, los esfuerzos por estudiar los aspectos diversidad, estados de conservación y amenazas a nivel general en Colombia son poco estudiados. El presente trabajo estimó la diversidad, patrones de actividad y evaluó el efecto de la cacería, empleando cámaras trampa y encuestas semiestructuradas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas. El ensamblaje mostró una actividad predominantemente diurna en el que se identificaron 19 especies de las cuales el 71.2 % son cazadas por subsistencia y el 19.6 %, por conflicto. Los perros y armas los métodos más utilizados. El orden Carnivora fue el más representativo por ser preferido para caza de las especies de mayor tamaño, y el Rodentia por ser presas potenciales exhibiendo baja abundancia relativa, mayor número de individuos cazados. Algunas de las especies están en algún grado de amenaza (VU: *M. rufina*, *T. ornatus*, *L. tigrinus*, NT: *N. olivacea* y *C. taczanowskii*); NT a nivel nacional (*puma concolor*) en términos de conservación y probabilidad de extinción. Las especies de talla grande presentaron mayor porcentaje biomasa extraída, omnívoros y carnívoros como, *T. ornatus* (4095 kg) y *P. concolor* (1450 kg), así mismo, herbívoros claves en el ecosistema como *M. rufina* (625 kg) y *C. taczanowskii* (214.5 kg). Especies como *D. novemcinctus* sin registro en cámaras, tuvo un alto uso potencial por su carne y estructuras (171.2 kg). Se encontró una alta extracción de individuos en especies generalistas como *D. pernigra* que obtuvo una de las más bajas frecuencias de detección. Asimismo, para *D. punctata*, presa potencial para los felinos registrados. Para ellos los análisis de patrones de actividad y segregación temporal se vieron afectados, debido a los pocos registros. Desconociendo su comportamiento en el sistema frente a otras especies, generando vacíos que recaen en un importante eslabón de la cadena trófica. Efectivamente encontramos que la cacería representa una de las grandes amenazas a las especies de mayor tamaño y el uso diferencial de sus presas potenciales por parte de los cazadores, puede llegar a modificar las abundancias de las especies, que conducen a la pérdida local, por el uso de las especies más vulnerables y llegar a crear un desequilibrio en la cascada trófica del ecosistema.

**Palabras clave:** Caza furtiva, diversidad, patrones de actividad, biomasa extraída, mamíferos medianos y grandes, cámaras trampa.

## TABLA DE CONTENIDO

LISTADO DE TABLAS.....	6
LISTADO DE FIGURAS.....	7
LISTADO DE ANEXOS.....	9
1. INTRODUCCIÓN.....	10
2. MARCO REFERENCIAL.....	14
2.1. Importancia de la biodiversidad en áreas protegidas.....	14
2.2. Mamíferos medianos y grandes en las áreas protegidas.....	18
2.3. Aspectos ecológicos de los Mamíferos medianos y grandes.....	20
2.4. Antecedente legal de la cacería.....	27
3. OBJETIVOS.....	37
3.1. Objetivo general.....	37
3.2. Objetivo específico.....	37
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	38
4.1. Área de estudio.....	38
4.2. Ensamblaje de mamíferos medianos y grandes.....	40
4.3. Análisis de datos.....	43
4.3.1. Análisis estadísticos para el objetivo 1.....	43
4.3.2. Análisis estadísticos objetivo 2.....	46
5. RESULTADOS.....	48
5.1. Ensamblaje de mamíferos medianos y grandes.....	48
5.2. Patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes.....	54
5.3. Efecto de la cacería en los mamíferos medianos y grandes de los mamíferos medianos y grandes.....	59
6. DISCUSIÓN.....	65
6.1 Discusión Patrones de diversidad.....	65
6.2 Discusión Patrones de actividad.....	71
6.3 Discusión patrones de cacería.....	77
7. CONCLUSIONES.....	89
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
9. ANEXOS.....	126

## LISTADO DE TABLAS

- Tabla 1.** Valores guía para la estimación del coeficiente de sobreposición entre especies ( $\Delta =$  Coeficiente de sobreposición) .....46
- Tabla 2.** Número de individuos y porcentaje de cada especie registrada en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander-Colombia. N: Número de individuos, %: Porcentaje de registros.....48
- Tabla 3.** Mamíferos medianos y grandes registrados en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander-Colombia. Método: CT: Cámara trampa. Categoría de conservación: LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazado, VU: Vulnerable ..... 50
- Tabla 4.** Período de actividad, estimador de la prueba de Kuiper (\* indica diferencias significativas con respecto a la homogeneidad -  $P < 0.01$ ) y número de registros de cámaras trampa para los mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia .....55
- Tabla 5.** Número de individuos cazados por especie de acuerdo a las entrevistas y el porcentaje que representan en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....59
- Tabla 6.** Relación de la biomasa extraída de acuerdo al número de individuos que se cazan y la biomasa extraída por cazador por medio de las entrevistas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander Colombia.....63

## LISTADO DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación de las cámaras trampa en el área de estudio. Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....38
- Figura 2.** Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....39
- Figura 3.** Instalación de cámaras trampa en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas. Modelos de cámaras **A.** Reconix Hyperfire **B.** Limpieza de memorias Bushnell Trophy Cam, **C.** Toma de datos, **D.** Cámara instalada con 8 pilas de la marca Energyzer Ultimate Lithium. ....42
- Figura 4.** Curva de acumulación para las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en el Parque Natural Regional Santurbán- Arboledas.....52
- Figura 5.** Frecuencia de detección de las especies de mamíferos medianos y grandes en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....53
- Figura 6.** Densidad de los patrones de actividad de 7 especies de mamíferos del Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Densidad de Kernel (líneas continuas), suma trigonométrica no negativa (líneas punteadas). Las líneas verticales cortas sobre el eje x son los registros, y las líneas verticales punteadas sobre el eje x indican la hora de salida y puesta del sol. El eje y indica la densidad de la actividad.....56
- Figura 7.** Coeficiente de sobreposición (área sombreada) relacionando el patrón de actividad de la Tayra (*Eira barbara*) y sus posibles presas. Estimación de la densidad de Kernel de la

- Tayra (líneas punteadas) y estimaciones de la densidad de Kernel de las posibles presas (líneas continuas). La estimación de la sobreposición se indica con un intervalo de confianza bootstrap del 95% entre paréntesis. El eje y indica la densidad de la actividad.....57
- Figura 8.** Coeficiente de sobreposición (área sombreada) relacionando el patrón de actividad de la Oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y sus posibles presas. Estimación de la densidad de Kernel del Oso de anteojos (líneas punteadas) y estimaciones de la densidad de Kernel de las posibles presas (líneas continuas). La estimación de la sobreposición se indica con un intervalo de confianza bootstrap del 95% entre paréntesis. El eje y indica la densidad de la actividad.....58
- Figura 9.** Relaciones entre los patrones de caza y especies dentro del área protegida. Caza de subsistencia (S), Caza en conflicto (C), Caza conflicto y subsistencia (SC) y Caza subsistencia, conflicto y tradición (SCT), Caza deportiva (D), Caza subsistencia y deporte (SD), Caza de conflicto y deporte (CD), Caza de subsistencia y tradición (ST).....61
- Figura 10.** Relaciones entre la percepción general en las preferencias de caza sobre las especies dentro del área protegida. Adulto (A), Macho (M), Uso de perros y escopetas (PE), Perros (P), Perros, trampas y escopeta (PTE), Hembra (H), Juvenil (J), Tramperos y Caucheras (TC) y Crías (C).....62
- Figura 11.** Comparación de los individuos extraídos por la cacería y los registrados por el fototrampeo en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....64

## LISTADO DE ANEXOS

- Anexo 1.** Número de estaciones de muestreo y coordenadas de las cámaras instaladas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.....126
- Anexo 2.** Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por las cámaras trampa en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. A. *Tremarctos ornatus*, B. *Eira barbara*, C. *Leopardus pardalis*, D. *Leopardus tigrinus*, E. *Dasyprocta punctata*, F. *Puma concolor*, G. *Cerdocyon thous*, H. *Sciurus granatensis*, I. *Mustela frenata*, J. *Didelphis pernigra*, K. *Cuniculus taczanowskii*, L. *Tamandua mexicana*, M. *Mazama rufina*, N. *Nasuella olivacea*, O. *Conepatus semistriatus*, P. *Potos flavus*.....127-128
- Anexo 3.** Evidencia de especies cazadas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia. A. Piel corácea de *Dasypus novemcinctus*. B. Cola de *Nasuella olivacea* C. Colmillo de *Puma concolor*.....129
- Anexo 4.** Otras amenazas presentes en el en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia.....130
- Anexo 5.** Patrones de caza, métodos, usos y percepción sobre los mamíferos medianos y grandes en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Caza de subsistencia (S), Caza en conflicto (C), Caza tradicional (T) y Caza deportiva (D). Escopeta (E), Perros (PE), Tramperos (T).....131
- Anexo 6.** Formato de encuestas semiestructuradas sobre la cacería aplicada a los pobladores y habitantes locales o zonas aledañas al Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia.....132

## 1. INTRODUCCIÓN

Los mamíferos medianos y grandes se consideran objetos de conservación por ser indicadores de condiciones ecológicas y del estado de conservación de ambientes (Rumiz *et al.*, 2010). Actualmente los ecosistemas que conforman las áreas naturales en el departamento y a nivel general en Colombia son poco conocidos y estudiados, en especial sobre aspectos de diversidad, conservación, ecología y amenazas (Morales *et al.*, 2019). Según Borges y Herrera (2006) el sesgo de información y el desconocimiento en especial de las amenazas que presentan los mamíferos medianos y grandes, se convierten en las principales limitaciones para priorizar proyectos de conservación y tomar decisiones para proteger las especies y por ende el ecosistema (Ceballos y oliva, 2005; O'Brien, 2008).

Los mamíferos juegan un papel importante en los procesos ecológicos y son reconocidos como herramientas para evaluar la condición de los ecosistemas y sus interacciones con otras especies, gracias a las diversas funciones que mantienen en el sistema (Rumiz *et al.*, 2010). Participan como consumidores, descomponedores de la materia, recicladores de nutrientes, depredadores, dispersores de semillas, polinizadores, controladores de poblaciones, entre otros roles (Camargo y Mendoza, 2016). La fauna de mayor tamaño, generalmente, es la más afectada por las actividades humanas, por lo tanto, presenta un mayor riesgo de extinción (Naranjo *et al.*, 2010; Dirzo *et al.*, 2014). Las especies de mayor tamaño (Borges y Herrera, 2006) son muy atractivas para ser cazadas o capturadas, usadas como recurso alimenticio, comercio local, conflicto, deporte, por tradición y rituales (Ojasti, 2000; Cáceres Martínez *et al.*, 2019).

Las áreas protegidas y de la periferia no protegidas, son las que presentan mayor amenaza por las diferentes actividades antrópicas en los ecosistemas; e.g., agricultura, ganadería, actividades mineras, deforestación, fragmentación del hábitat, quemas y tala ilegal (CORPONOR, 2015). Presiones como la cacería no es un tema ajeno, que, a pesar de presentarse desde tiempos precolombinos en el continente americano, los esfuerzos se quedan cortos, por ser particularmente críptica, difícil de monitorear y hasta la fecha no se han logrado estimaciones sobre las comunidades de especies (Benítez López *et al.*, 2017).

La cacería representa una de las mayores amenazas, al comportarse como un factor catalizador en la diversidad, que conlleva a la modificación de la estructura de las poblaciones silvestres (Castellanos *et al.*, 2005; García-Rangel, 2012; Figueroa, 2015; Márquez y Goldstein, 2014) fenómeno que requiere ser analizado desde el punto de vista social, cultural, económico y ecológico (Oduber, 2008). Porque es una actividad que abarca varios aspectos, involucra a las comunidades, y puede seguir presentándose por los diferentes conflictos e interacciones (Jorgenson y Sandoval, 2005; Figueroa, 2013).

En el Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas, se desarrollan diversas actividades importantes para la economía y subsistencia de las mismas comunidades (Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental [CORPONOR], 2015). Existen predios que se encuentran dentro del área protegida, donde se desarrolla activamente, la minería, la ganadería, la agricultura, el pastoreo, cacería, tala y quema ilegal. Algunos datos anecdóticos manifiestan que la fauna silvestre es utilizada, pero al mismo tiempo no se cuenta con información local sobre el estado actual de las especies respecto a su biología y ecología para abordar la problemática.

Por lo anterior, la actividad cinegética, es un tema muy poco evaluado, brevemente abordado en el país (Vélez, 2004; Aldana *et al.*, 2006; Arias-Alzate *et al.*, 2009; Castaño y Corrales, 2010; Palacios-Mosquera *et al.*, 2010; Cruz y Gómez, 2011; De La Ossa, 2011, 2012a, 2012b, Osbahr y Morales, 2012; Chacón y González-Maya, 2013; Racero-Casarrubia y González-Maya, 2014; Martínez-Salas *et al.*, 2016) se han documentado algunos de los impactos sobre uso de la fauna, aspectos importantes respecto a patrones de cacería sobre la diversidad de mamíferos y otras amenazas (Cuesta-Ríos E. Y., 2007; Cáceres-Martínez *et al.*, 2018; Lizcano, *et al.*, 2021).

En términos legales, algunos países prohíben la cacería y en otros solo se encuentra solo regulada. En el territorio la actividad cinegética se encuentra altamente regulada, pero de una forma confusa y contradictoria, y tan solo un tipo de cacería se encuentra prohibida (C-045, 2019). Sin embargo, es necesario y fundamental asegurar normas mínimas y homogéneas para la actividad cinegética en todo el territorio. A pesar que existan normas y organizaciones que velan por los principios del bienestar animal la actividad se encuentra ligada a excepciones a nivel del deber constitucional de protección animal, estas son: la libertad religiosa, los hábitos alimenticios, la investigación científica y la expresión cultural, (C-666, 2010).

Por medio de este estudio se realizan estimaciones de los posibles impactos sobre las especies y acercamientos de como llegaría a cambiar sus hábitats naturales si llegase afectar alguna de ellas (Dirzo y Gutiérrez, 2006; Rumiz *et al.*, 2010; Ripple, 2014; Camargo y Mendoza, 2016). Los posibles efectos se pueden reflejar en la abundancia, composición de los bosques, regeneración arbórea, el control poblacional, aislamiento genético,

extinción local, baja variabilidad poblacional, que aumentan el riesgo de extinción (Putz *et al.*, 1990; Terborgh, 1992; Walker *et al.*, 2000; Kattan *et al.*, 2004; Castellanos *et al.*, 2005; Michalski y Perez, 2005; Altrichter *et al.*, 2006; Juárez-Casillas y Varas, 2011; Figueroa *et al.*, 2013; Figueroa *et al.*, 2015; Maldonado, W. C. 2016; Ayala *et al.*, 2020).

Las estimaciones sobre la diversidad y patrones de actividad, son fundamentales en los estudios de manejo y conservación de la vida silvestre (Wallace *et al.*, 2003; Rumiz *et al.*, 2010; Tobler *et al.*, 2013). Parámetros poblacionales que varían en el tiempo y el espacio, lo que permite monitorear las variaciones temporales de la población e indirectamente evaluar la calidad de los hábitats, analizadas por métodos no invasivos (Bowkett *et al.*, 2007). De manera conjunta, con los resultados del ensamblaje, se evalúa los posibles efectos de la cacería, que se podrían reflejar sobre dichos parámetros sobre la fauna silvestre.

Seria información clave como herramienta de trabajo inicial para establecer propuestas de mitigación, conformar nuevas estrategias e implementar acciones de conservación basadas en el conocimiento, como; planear políticas de gestión sobre la fauna silvestre amenazada, crear planes de manejo que garanticen la permanencia de las especies y crear figuras de protección en especies sombrilla que permiten la conectividad con otras áreas protegidas a largo plazo. De esta manera contribuir a una estrategia articulada en la importancia de los modelos de conectividad de las áreas naturales en la cordillera Andes de Colombia. Los registros obtenidos aquí y antes en el PNR Santurbán-Sisavita, y las otras áreas de la cordillera oriental ya evaluadas serán claves para la planificación y gestión de la conservación del área protegida.

## 2. MARCO REFERENCIAL

### 2.1. Importancia de la biodiversidad en las áreas protegidas.

Las áreas protegidas cumplen un papel fundamental como indicadores, para la conservación de la biodiversidad (Rumiz *et al.*, 2010; (Montenegro *et al.*, 2019; Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN], 2020). Reconocidas como herramientas para el estudio de los diferentes atributos y así proporcionar información pertinente, que sirve como base para evaluar el alcance de la protección y ayudan a medir los compromisos de la conservación a una escala global (Chape *et al.*, 2005). Actualmente la biodiversidad en las áreas protegidas se está viendo alterada a un grado cada vez mayor especialmente en las zonas del trópico por las diferentes actividades antrópicas (Gibson *et al.*, 2005; Ceballos y oliva, 2005). Dichas áreas albergan especies importantes para el mantenimiento y preservación de los mismos (Benítez-López *et al.*, 2017).

Una de las más grandes amenazas de las áreas protegidas, es permitir de manera deliberada la introducción a los ecosistemas frente a las diferentes actividades antrópicas (e.g., agricultura, ganadería, actividades mineras, piscicultura) (CORPONOR, 2015) que facilitan la colonización, impulsan la caza ilegal y el comercio de fauna silvestre para satisfacer las necesidades humanas (Cáceres Martínez *et al.*, 2018). Aumentado la franja sobre deforestación, fragmentación del hábitad, y sobre más aspectos que aceleran la transformación de los mismos y conlleva a la reducción de las especies (Castellanos *et al.*, 2005; Liliana y Gallina, 2010; Francisco-Cuesta *et al.*, 2014; Nieto, 2015) que ejercen mayor presión sobre las poblaciones de vida silvestre (Benítez-López *et al.*, 2017).

La defaunación es conducida por el impacto antropogénico que funciona como un componente importante en la pérdida de la biodiversidad y afecta directamente a las especies de plantas o animales (Dirzo *et al.*, 2014). Es impulsada por el cambio en el uso del suelo (fragmentación y deforestación), la tala selectiva, conversión del hábitat, degradación y la caza dirigida (Benítez-López *et al.*, 2017; Portela y Dirzo, 2020). Este proceso no solo implica la extinción global, local o funcional de especies, sino también la disminución de la abundancia de las poblaciones, y la limitación del rango geográfico de las especies, que conduce a la pérdida de poblaciones locales (Dirzo *et al.*, 2014; Ceballos *et al.*, 2017) alterando así las comunidades de fauna y sus interacciones con la flora (Gardner *et al.*, 2019).

Se documenta que la fragmentación afecta la viabilidad de las poblaciones de especies que requieren grandes áreas de distribución y facilita la incursión de los cazadores en áreas forestales que antes eran inaccesibles o menos accesibles (Peres, 2001; Martínez-Ramos *et al.*, 2016) interrumpe la continuidad del hábitat y cambia las condiciones abióticas de los bosques (Laurance, 1991), conduce a innumerables cambios en las poblaciones y comunidades de plantas y animales (Malhi *et al.*, 2014) así como alteraciones de las interacciones entre especies (Benítez-López *et al.*, 2017). Estudios también han demostrado que la pérdida de depredadores conduce al aumento de la población de presas, lo que a su vez afecta a las poblaciones y comunidades de plantas. (Pace, 2013; Dirzo *et al.*, 2014; Young *et al.*, 2016).

La extinción global de especies, poblaciones de fauna y la disminución de la abundancia de individuos dentro de las poblaciones dentro de estos efectos sobre las

especies, Ceballos *et al.*, (2017) documenta datos relevantes de cómo, la Tierra está experimentando un gran episodio de disminución y extirpación de poblaciones, lo que tendrá consecuencias negativas en cascada sobre el funcionamiento de los ecosistemas y los servicios vitales para sostener la civilización, menciona. De la misma manera, autores llaman a este fenómeno la “defaunación del Antropoceno” que predomina en los ecosistemas terrestres (Dirzo *et al.*, 2014; Young *et al.*, 2016). Colombia es considerado un país megadiverso producto de la variabilidad de ecosistemas que permiten la viabilidad de diferentes formas de vida (Kattan *et al.*, 2004; Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006). A nivel mundial es el segundo país más rico (Butler R. A. 2021) y el quinto en especies de mamíferos (Pacheco-Torres *et al.*, 2021).

A pesar de que la riqueza se ve reflejada en nuestro país en la mayoría de grupos y los ecosistemas tener una alta diversidad biológica, son escenarios de desarrollo entre las culturas e intereses sociales y todas aquellas actividades que presionan los servicios ecosistémicos (Hofstede *et al.*, 2014; Nieto, 2015). Hasta ahora empiezan a ser reconocidos y valorados como importantes actores en los procesos ecológicos (Vergara-Buitrago, 2020) y los efectos de la pérdida, por los impactos humanos, debido a prácticas agrícolas y cambios en el uso del suelo (Otero *et al.*, 2011).

Norte de Santander se encuentra estratégicamente en la región nororiental de los Andes de Colombia y cuenta con 2 áreas protegidas catalogadas bajo el sistema de Parques Nacionales Naturales (PNN): Catatumbo-Bari, Tamá y un Área Natural Única Los Estoraques (ANULE) (Sistema Nacional de Áreas Protegidas [SINAP], 2019) de los cuales se ha obtenido información importante en términos de diversidad, la mayoría de estudios

corresponden al PNN Tama y sus zonas de amortiguación (Cáceres-Martínez y Acevedo, 2014; Cáceres-Martínez *et al.*, 2015; 2016; 2017; 2018; Pacheco *et al.* 2018; Cáceres-Martínez *et al.*, 2019; Cáceres-Martínez *et al.*, 2020; Ruiz-García *et al.*, 2020).

Asimismo, se han declarado 4 Parques Naturales Regional (PNR): Sisavita, Santurbán-Salazar de las Palmas, Santurbán-Mutiscua Pamplona y Santurbán-Arboledas (CORPONOR, 2005; 2015; 2019), ubicadas dentro de la unidad biogeográfica del páramo de Santurbán. Estratégicos para el mantenimiento y permanencia de la flora y fauna particular, que representan los bosques andinos, tan únicos y vulnerables (CORPONOR, 2015). (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAvH], 2002).

El PNR está dentro de uno de los 37 complejos de páramos en Colombia que representan el 50% de los páramos del mundo encontrados en ecosistemas de alta montaña del trópico húmedo, albergando aproximadamente el 60% de la diversidad del país (Rangel, J., 2000; Hosfede, R. 2014; Vergara-Buitrago, 2020). Sin embargo, las áreas regionales se reconocen por tener mayor extensión de área protegida que los PNN, pero actualmente los ecosistemas que conforman las áreas naturales en el departamento y a nivel general en Colombia son poco conocidos y estudiados, sobre sus aspectos más importantes (Morales *et al.*, 2019). Las zonas de páramos y subpáramos son elementos de importancia ecológica el cual cuenta con protección especial, por tanto, los enfoques sobre los planes y estrategias para su permanencia deben ser rigurosos (Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos [PNGIBSE], (2012).

Se hace necesario que las autoridades ambientales integren información actualizada que ensamble los diferentes parámetros que ayudan a evaluar el estado de conservación de los ecosistemas, y así se concentren sus esfuerzos en acciones más contundentes para la conservación y manejo de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Decreto 2372, 2010). Con ayuda de estrategias, que logren objetivos a una escala mayor, de asegurar y proteger el resto de complejos y áreas protegidas en el país (Vergara-Buitrago, 2020). Una de las formas de hacerlo es por medio de las especies catalogadas como sombrilla, claves indicadoras, focales o bandera (Branton y Richardson, 2011; Fleishman *et al.*, 2000; Roberge y Angelstam, 2004) que permiten evaluar los componentes de un ecosistema, e impulsan las debidas alternativas en las comunidades afectadas y por ende dar continuidad de los procesos ecológicos (Tobler *et al.*, 2008). Incluyendo la conectividad entre actores, estructuras socioeconómicas e instituciones (Hansen y DeFries, 2007).

## **2.2. Mamíferos medianos y grandes en las áreas protegidas**

Los mamíferos medianos y grandes son reconocidos y se consideran objetos claves para conservación por ser indicadores de las condiciones ecológicas y del estado de los ecosistemas (Rumiz *et al.*, 2010). Porque proporcionan información clave que sirve como base para evaluar el alcance de la protección y ayudan a medir los compromisos de la conservación a una escala global (Isasi, 2011). Se incluyen especies terrestres y arborícolas no voladoras, normalmente identificables sin la necesidad de ser capturados, con un peso generalmente superior a 1 kg para los de talla mediana y superior a los 20 kg para los de talla grande (Benchimol, 2016). De acuerdo a Arita y Figueroa (1999), y Ceballos y Oliva (2005) se consideran con un peso mayor a 101 g y menor a 10 kg (mamíferos medianos) y mayores de 10 kg (mamíferos grandes).

Dentro de las funciones ecológicas que brindan los mamíferos medianos sobre la comunidad vegetal y animal son; dispersores de semillas, modificadores de la estructura la vegetación, depredadores, intercambio de nutrientes, influyen en la composición de especies y control de las poblaciones (Rumiz *et al.*, 2010). Este gran grupo juega un papel muy importante en el funcionamiento de los ecosistemas, puesto que, su actividad tiene efectos directos e indirectos sobre la vegetación y sobre otras especies animales (Miller *et al.*, 2001; Boddicker *et al.*, 2001; Ripple *et al.*, 2014). Y por esto son determinantes claves para conocer el estado del ecosistema debido a su influencia en la dinámica trófica y flujo de energía (Emmons, 1990; Benítez-López *et al.*, 2017).

Los roles ecológicos se conocen mejor por medio de estudios, aplicando el conocimiento, se ha logrado mostrar los posibles impactos sobre una comunidad, y estimar los efectos en los parámetros de la biodiversidad; la abundancia, composición de los bosques, regeneración arbórea, el control poblacional, entre otros (García-Rangel, 2012; Figueroa *et al.*, 2013; Figueroa *et al.*, 2015; Maldonado, W. C., 2016) por la pérdida de una especie (Liliana y Gallina, 2010) y los diferentes requerimientos ecológicos de una población (Figueroa y Stucchi, 2009).

En la última década, se ha incrementado el estudio con especies de mamíferos, mediante métodos no invasivos y complementarios (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016). Especialmente en el neotrópico son usados para recolectar información base de especies amenazadas o para categorizarlas (Parques Nacionales Naturales [PNN] y Wildlife Conservation Society [WCS], 2018; Montenegro *et al.*, 2019; UICN, 2020). Por medio del cual, se convierten en objetos de conservación en la creación de estrategias y evaluar

tendencias espaciales y temporales a nivel local, regional y global (Ahumada *et al.*, 2011; Altrichter *et al.*, 2011). Recientemente en el territorio se han usado en el estudio para región andina (Vásquez-Palacios *et al.*, 2019; Ramírez-Chaves *et al.*, 2021) así como también trabajos específicos, resaltan a grandes mamíferos carismáticos como, el puma (*Puma concolor*) y el oso andino (*Tremarctos ornatus*) (Cáceres-Martínez *et al.*, 2020; Cepeda-Duque, J. C. 2021; Viscarra M. E. *et al.*, 2022).

En Colombia se reportan 543 especies de mamíferos comprendidos en 14 órdenes, 50 familias y 214 géneros. Del total de especies, 62 son endémicas, 70 especies se encuentran en algún grado de amenaza según la UICN y 89 son objeto de comercio de acuerdo con los criterios de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) (Ramírez-Chaves *et al.*, 2021). Actualmente las corporaciones ambientales, usan la información para actualizar documentos e integrarlos con las alternativas de manejo para la conservación (Naranjo *et al.*, 2010; CORPONOR, 2005; 2015; 2019), donde son usados de manera particular los mamíferos medianos y grandes, al designarse como especies indicadoras o sombrilla, que ayudan a entender mejor el funcionamiento y dinámicas en el ecosistema (Boshoff *et al.*, 2002; Beisiegel, 2009; Isasi, 2011; Mérida y Cruz, 2015). Y esto permite evaluar, planificar y articular de manera acertada y coherente las diferentes estrategias de conservación de un área natural (Arroyo-Arce, 2017; Ayala *et al.*, 2020).

### **2.3. Aspectos ecológicos de los Mamíferos medianos y grandes.**

Los mamíferos sobresalen en los procesos ecológicos en especial en el neotrópico, y para este grupo en particular, preocupan las diferentes amenazas provocadas por el

hombre. (Aliaga-Rossel, 2011; Mora *et al.*, 2011). Uno de los órdenes más representativos es el Carnívora por comportarse como agentes de impacto en los ecosistemas terrestres ya que ejercen el efecto control sobre los herbívoros, medianos y pequeños carnívoros, afectando indirectamente la abundancia y composición de la vegetación (Terborgh, 1992; Terborgh *et al.*, 2001; Sinclair, 2003) y que en ciertos casos la pérdida de un depredador o especie clave en la cadena trófica da a lugar a cascadas de cambios en la biodiversidad (Sergio *et al.*, 2008; Roemer *et al.*, 2009).

Algunas especies con hábitos herbívoros u omnívoros se encargan de la frugívora y dispersión de semillas en la mayoría de bosques tropicales, entre ellos los úrsidos, prociónidos y en menor grado los cánidos y mustélidos (Stoner *et al.*, 2007; Cáceres-Martínez *et al.*, 2020). Para el control de herbívoros, se encargan los grandes félidos y cánidos, importantes al generar un impacto en las poblaciones de presas e incrementar de forma indirecta la diversidad por efectos cascada (Terborgh, 1992; Schmitz, 2008). Otros se alimentan de insectos, como los marsupiales, los osos hormigueros y armadillos, que sobresalen en los distintos estratos de los bosques (Rumiz *et al.*, 2010).

El Oso de Anteojos (*Tremarctos ornatus*) una especie paraguas, emblemática y uno de los carnívoros más grandes que vive en los Andes, y protegerlo implica la protección indirecta de otras especies que allí habitan (Ruiz-García *et al.*, 2020). Actualmente está en clasificación vulnerable por la UICN e incluido en el Apéndice I (en peligro de extinción) por CITES, principalmente como consecuencia de la pérdida de hábitat y la caza furtiva (Kattan *et al.*, 2004, Vélez-Liendo y García-Rangel, 2017). El Puma o León de Montaña (*Puma concolor*) especie que habita en una gran variedad de hábitats y es considerado el

principal depredador en la mayoría de los ecosistemas donde permanece, además regula y mantiene otras poblaciones (Hoogesteijn y Hoogesteijn, 2005; Hunter y Barrett, 2011; Mazzolli, 2012; Arias-Alzate *et al.*, 2015).

Se ha comprobado que varias especies de marsupiales omnívoros (Cáceres, 2004; Lessa y da Costa, 2010) como pecaríes, venados y roedores grandes y medianos, se destacan por ser depredadores de semillas y dispersores (Bodmer, 1991), no obstante, los grandes herbívoros terrestres son los que ejercen el mayor impacto sobre la abundancia y distribución de la vegetación (Fragoso, 1994; Terborgh, 2005; Beck, 2005, 2006). Asimismo, ejercen un impacto sobre la regeneración natural en los bosques, reduciendo la competencia entre plantas de crecimiento rápido y evitan la formación de bejucos (Painter, 1998).

La importancia en la abundancia local de los herbívoros presentes en determinados ecosistemas, radica en que son agentes de cambio en la vegetación, y también son las presas principales de carnívoros y por intervención también lo llega a ser para los pobladores locales (Rumiz *et al.*, 2010). Por ejemplo, en la dieta del puma (*Puma concolor*) son presas claves, si llegase a disminuir el nivel de funcionalidad ecológica de esas especies (Walker y Novaro *et al.*, 2000), los carnívoros tendrían que buscar otras alternativas de conseguir el alimento necesario, llegando afectar a otras especies (domesticas) no correspondientes y entrar en conflicto por las mismas (Pereira *et al.*, 2012).

Los felinos en especial juegan un papel importante en la estructuración de la comunidad de presas y, por lo tanto, en la dinámica de la comunidad vegetal en los bosques tropicales (Ellen Wang, 2002). La importancia de estos mamíferos en la cadena trófica es

definida por la disponibilidad de presas, descritos como hipercarnívoros, únicos dentro del reino animal (Pereira *et al.*, 2012). Los Jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) son los máximos predadores de los lugares que habitan, considerados como carnívoros mayores de los ecosistemas terrestres del neotrópico, e influyen en una variedad de presas de talla mediana y grande (Pereira *et al.*, 2012; Ayala y Wallace, 2008). Tanto el jaguar como el puma pueden llegar a depredar pecaríes, capibaras, venados, antas y presas menores en ecosistemas disponibles en su distribución (Ayala y Wallace, 2008). El *P. concolor*, sin embargo, puede llegar a depredar en zonas más altas a camélidos, roedores y carnívoros medianos (Pacheco *et al.*, 2018).

Maldonado, W. C. (2016) resalta que, las amenazas más importantes de los felinos a través de su área de distribución es la cacería, tanto de ellas como de sus presas y la conversión del habita. Para un predador, la destrucción del hábitat o empobrecimiento de las áreas naturales implica menos presas disponibles y una mayor vulnerabilidad frente a la persecución humana (Pereira *et al.*, 2012). La permanencia y supervivencia de este grupo depende estrictamente de la conservación de grandes porciones de naturaleza y sus presas por sus grandes requerimientos.

Se menciona que sus dietas están basadas alrededor de 85 a 60 especies, que superan el 60% los 15 Kilos y en otros casos el 70% no supera 1 kilo. Sus preferencias dependen también de la actividad oportunista; desde grandes herbívoros (perezosos o venados) hasta carnívoros medianos y pequeños no voladores, asimismo, aves, reptiles de talla pequeña, invertebrados y huevos. Para el caso de los felinos correspondientes al género *Leopardus*, se ha encontrado un uso diferencial de las presas entre las especies. Los ocelotes consumen

más reptiles que las otras especies, las oncillas depredan aves y marsupiales arbóreos, mientras que los tigrillos son más generalistas (Ellen Wang, 2002). Cabe mencionar que entre ellos también presentan amenazas de ser presa, los felinos de talla pequeña evitan estar en sitios donde abunden o tengan mayor actividad los felinos de mayor tamaño (Pereira *et al.*, 2012).

Dirzo y Miranda (1990) detectaron en su investigación que bajo la ausencia de pecaríes (*Pecari*) y venados (*Mazama*) en bosques fragmentados de México, junto con jochis o ñeque (*Dasyprocta*) y pecaríes en islotes, lograron explicar las inconsistencias observadas entre la regeneración arbórea y la composición del bosque original. Como también diferencias entre abundancias de mamíferos herbívoros en las dos zonas; una de bosque con depredadores naturales y otra de manera artificial en una isla donde, se extinguió el jaguar y el puma (Rumiz *et al.*, 2010). Estos grandes félicos son grandes controladores de poblaciones de ñeques, coatíes, y armadillos que abundaban de forma desproporcionada en la isla, de manera que redujeron la regeneración de plantas con semillas grandes (Terborgh, 1992).

Los impactos de defaunación por la cacería fueron evidenciados también, cuando observaron que la vegetación aparentemente intacta, ya no albergaba a los animales que, en su debido momento del pasado moldearon la presente composición y estructura (Redford y Feinsinger, 2003). La ausencia de mamíferos medianos y grandes produce cambios en la dispersión y depredación de semillas, la mortalidad de plántulas y el control de herbívoros; procesos que resultan en cambios en la configuración a la vegetación en el futuro (Rumiz *et al.*, 2010). Autores han estudiado las consecuencias de la cacería sobre

monos, ungulados, roedores y carnívoros como agentes de la dinámica de los bosques (Terborgh *et al.*, 2001; Nuñez Iturri y Howe 2007; Stoner *et al.*, 2007; Terborgh *et al.*, 2008) y sugieren prioridades de investigación y restauración.

Otros análisis presumen que la baja frecuencia de la danta, pecaríes, monos, roedores y otros herbívoros alterará la regeneración de muchas especies maderables en los bosques y también que la falta de carnívoros mayores como el jaguar y el puma, resultará en el aumento de herbívoros y carnívoros menores (Painter y Rumiz, 1999; Rumiz, 2010). Es por esto que el estudio con mamíferos sobre la diversidad permite conocer más allá de su valor funcional en regulación de otras poblaciones y la dinámica del ecosistema con fines investigativos y de conservación (Rumiz *et al.*, 2010).

Sobre los efectos para especies emblemáticas, como el Oso de antojos (*Tremarctos ornatus*), se reflejaron sobre la viabilidad poblacional, con altas posibilidades de extinción local. Según los resultados de Maldonado (2016), el oso andino dejó de ser viable por efecto de la cacería indiscriminada, y por la fragmentación de hábitat. Por lo tanto, también hubo disminución del éxito reproductivo. Resalta que poblaciones aisladas, mostraron menor capacidad de adaptación a cambios demográficos y ambientales por la endogamia.

La propuesta alternativa para mitigar los efectos, de la baja viabilidad poblacional de las especies paisaje, es primero controlar la cacería, en donde exista esos conflictos humano-fauna silvestre. De la misma manera, se mejore el conocimiento de su biología reproductiva y dinámica poblacional, y los esfuerzos de conservación apunten a que sus hábitats se conecten a las unidades de conservación y corredores biológicos (Maldonado, 2016). La evaluación de la diversidad por medio del monitoreo de las especies de

mamíferos es un paso muy importante para determinar aquellas situaciones o amenazas que las especies estén presentando (O' Conell *et al.*, 2011).

La investigación por medio del fototrampeo ha incrementado en los últimos años, contribuyendo significativamente al conocimiento de aquellas especies que son difíciles encontrar y detectar en campo (Karanth *et al.*, 2004; Nichols *et al.*, 2011). Son una herramienta no invasiva, versátil y útil como técnica en la investigación, porque permite obtener aspectos numéricos y espaciales de la ecología de las especies y las poblaciones (Ayala *et al.*, 2020; Mena *et al.*, 2020), mejorar los resultados frente a las dificultades metodológicas y complementar de manera eficiente otros métodos empleados (Cáceres Martínez *et al.*, 2016).

Evaluar parámetros respecto a la riqueza de especies en un tiempo y lugar determinado es necesario para estudiar los sitios priorizados para la conservación de la vida silvestre (Wilson *et al.*, 1996, Primack y Ros, 2002). Así mismo, las estimaciones de abundancia y densidad porque son parámetros poblacionales que varían y permite monitorear los cambios temporales de las poblaciones e indirectamente evaluar la calidad de los hábitats (Walker *et al.*, 2000). Por medio del uso de índices de abundancia relativa para especies sin marcas individuales, son usadas para estimar y se expresan como eventos fotográficos por unidad de esfuerzo (Rovero y Marshall, 2009; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011). La presencia y detectabilidad de los individuos se ven influenciadas por la disponibilidad de hábitats, y de la presión antrópica sobre sus poblaciones, por lo tanto, pueden actuar como indicadores de la calidad ambiental (Cortez *et al.*, 2018).

Estudios sobre patrones de actividad de las especies, permite conocer comportamientos, determinar periodos de actividad, rangos de distribución en tiempo y espacio, segregación con otras especies por medio de la sobreposición y así abordar más aspectos de la biología y ecología de las especies (Maffei *et al.*, 2004; Cáceres Martínez *et al.*, 2005, 2016, 2018). Así como también, ayudan a resolver problemáticas y monitorear los posibles conflictos (Espinosa y Salvador, 2017; Massara *et al.*, 2018). De igual manera se llegan a conocer las relaciones depredador-presa (Ayala *et al.*, 2020), supervivencia (Karanth *et al.*, 2002), preferencia de hábitat (Alempijevic *et al.*, 2021) y ocupación (Nichols y Karanth, 2002).

#### **2.4. Antecedente legal de la cacería.**

En los países del neotrópico al igual que en aquellos países responsables del aprovechamiento ilegal de las especies, practican la cacería como motivo de subsistencia y comercio (Dirzo *et al.*, 2011). La cacería es una actividad importante como fuente proteica y de ingresos económicos para los comerciantes y pobladores locales (Robinson y Redford, 1991; Robinson y Bennett, 2000). Se documenta que las zonas con mayor riqueza de especies y mayor abundancia de poblaciones se encuentran en la áreas protegidas, reservas forestales y corredores ecológicos (Carillo *et al.*, 2009). Sin embargo, las zonas que bordean esas áreas protegidas, son las que presentan mayor amenaza de cacería respecto a la extracción de individuos por parte de la actividad cinegética (Borges y Herrera, 2006; Chacón y González-Maya, 2013; Racero-Casarrubia y González-Maya, 2014; Martínez-Salas *et al.*, 2016; Cáceres Martínez *et al.*, 2018).

En las primeras sociedades, con el dominio del fuego y la elaboración de las primeras armas, dio inicio a los diferentes encuentros entre los depredadores y las comunidades, en forma de defensa. Como resultado a la situación, las dietas que eran basadas en frutos y plantas (Mesa-Gutiérrez, 2017) cambiaron por la disponibilidad de presas y con los cambios surgieron diversas técnicas de caza que se siguen utilizando en la actualidad. Valiéndose de armas como, hachas de piedra, mazas de hueso y lanzas de madera, así como posteriormente de arcos y flechas, trampas, así como el uso de perros, ojeadores, carros o caballos (Chimney *et al.*, 1971). Con la práctica de la agricultura, cedió a que la caza de subsistencia pasara hacer caza de defensa y deportiva (Mesa-Gutiérrez, 2017).

A lo largo de la época aparecen las primeras restricciones en materia de caza, de origen ético y ecológico que emanaban de un orden jurídico jerarquizado (Pérez Vicente, 1991). La actividad cinegética, ha sido un elemento común en la evolución histórica de todas las sociedades humanas, con diferentes fines de aprovechamiento (Cuesta-Ríos E. Y., 2007). Y sus efectos se proyectan sobre los recursos naturales, y está formada por una vertiente económica y otra social, cuyos fines van desde la propia conservación del medio natural y de las especies protegidas (Pérez Vicente, 1991; Mesa-Gutiérrez, 2017).

A nivel internacional la actividad de la cacería en términos de tráfico y comercio ilegal de fauna y flora silvestre, es considerado como el tercer negocio ilícito más lucrativo del mundo, después del contrabando de armas y el narcotráfico (Organización Internacional de Policía Criminal [Interpol], 2008). En su mayoría el proceso está regulado bajo las normas específicas y permitidas por cada país, sin embargo, es un negocio ilegal en

especies raras y en peligro, atrapadas furtivamente y pasadas por contrabando a través de las fronteras. Afectando severamente a las especies especialmente aquellas que se encuentran amenazadas, que son conducidas a la extinción (Basso *et al.*, 2005).

Los principales mercados del comercio se encuentran en los EE.UU., Japón y Europa. Japón es considerado el mayor mercado comprador de productos ilegales derivados de la vida salvaje. Y las principales regiones abastecedoras, son América de sur, África, el este de Asia y los EE. UU (Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre [CITES], 2003; Basso *et al.*, 2005). En Sudamérica, países como Bolivia, Argentina, Brasil, Perú y la Guayana están implicados en este comercio ilegal (Basso *et al.*, 2005).

A pesar de que, en todo el mundo existen organismos encargados de la protección de la vida silvestre, existen algunos de mayor relevancia. En 1975 entró en vigor un tratado internacional para controlar el comercio de vida silvestre, el Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (CITES), actualmente se encuentran vinculados 184 partes (CITES, 2003; Basso *et al.*, 2005). Que tiene como fin velar por las especies de fauna y flora silvestres y regula el comercio internacional de las especies para que no se conviertan en objeto de explotación no sostenible, a causa del tráfico y comercio internacional (CITES, 1973).

La UICN produce hace más de 70 años informes, normas, directrices e instrumentos con el objetivo de “influir, alentar y ayudar a las sociedades de todo el mundo a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza” reuniendo a más de 1400 miembros y más de 160 países (UICN, 2020). Por su parte el CITES recibe la ayuda de

otros organismos, que forman parte de la UICN, recoge y analiza datos sobre el comercio de vida silvestre, y el Banco de Análisis del Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora (TRAFFIC), dispone de 15 centros en áreas claves del comercio de vida silvestre en el mundo, una red mundial establecida por la UICN y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) que vigila el comercio de animales, plantas y productos de origen silvestre, y colabora en la implantación del tratado (CITES, 2003; TRAFFIC, 2022).

Los países del neotrópico son sumamente atractivos para quienes se lucran con la actividad de la cacería, esto se debe al representar un porcentaje importante de la diversidad biológica del mundo y son reconocidos entre las naciones megadiversas del planeta (México, Brasil, Colombia, Australia e Indonesia) (Butler, 2021). Por su parte, la caza deportiva es practicada de manera deliberada y es autorizada en varios países en el mundo, principalmente en Europa y Norte América. que tienen un importante arraigo cultural. En América Latina, países como Argentina, Chile, Perú y Uruguay, autorizan la caza deportiva en su legislación y establecen los requisitos para su práctica. Sin embargo, el número de personas que se dedican a ella es muy inferior en comparación con los países europeos (Knapp, 2007; Linnel *et al.*, 2012; Complete F. 2014; Statistisk, 2018; Burrows, 2018).

En Costa Rica se destacan las normativas que vigilan y regulan la cacería, una de estas fue aprobada en el 2012 conocida como reformas y adiciones a la ley de Conservación de Vida Silvestre N7317. Esta ley prohíbe la cacería en Costa Rica, elimina las licencias de caza deportiva. También prohíbe el tener animales silvestres de mascota y establece multas altas (Dirzo *et al.*, 2011). Se documenta en su trabajo el seguimiento de las normativas y ciertas acciones e iniciativas para disminuir la caza local, entre estos, el

monitoreo de la fauna por medio de cámaras trampa y remuneración al cazador responsable del registro. Compensación económica por pérdida del ganado por los conflictos y la educación ambiental.

En el marco regulatorio de Argentina se destacan los ítems relevantes en la normativa de protección de fauna silvestre. Así mismo por leyes, un ejemplo. La ley Nacional 22.344 que adhiere al CITES, desde 1980 describen las especies argentinas incluidas en los distintos Apéndices. Por medio de una La ley Nacional de 22.421/1981 de Conservación de la Fauna Silvestre, es la norma principal que rige la protección de los animales en Argentina y establece que “todos los habitantes de la Nación tienen el deber de proteger la fauna silvestre” (Basso *et al.*, 2005).

Para el caso de Colombia, en términos relacionados con la preservación, protección, conservación, restauración y fomento de la fauna silvestre se encuentra regulada mediante normas, estatutos, leyes y sentencias. Por el cual reglamenta el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente y la ley 23/1973 en materia de fauna silvestre en el Decreto 1608/1978. Las actividades que se relacionan con este recurso y con sus productos. Por su parte el Decreto 2811/1974 por el cual se regula la actividad de caza en todas sus modalidades.

Del decreto 2811 sobre la preservación y manejo de los recursos naturales renovables, son de utilidad pública e interés social. En el artículo 1 “El ambiente es patrimonio común. El Estado y los particulares deben participar en su preservación y manejo, que son de utilidad pública e interés social”. La ley 84/1989 estableció una fuerte protección a favor del medio ambiente y de la fauna, señalando que, por la cual se adopta

el estatuto nacional de protección de los animales y se crean unas contravenciones y se regula lo referente a su procedimiento y competencia.

Por medio de la ley en el numeral 1638/2013 a nivel nacional se prohíbe el uso de animales silvestres ya sean nativos o exóticos de cualquier especie en espectáculos de circos fijos e itinerantes, sin importar su denominación, en todo el territorio nacional. Las autoridades nacionales y locales no podrán emitir ninguna licencia dos años después de la publicación de la presente ley a dichos espectáculos. Se modifica con la ley 1774/2016 a nivel nacional del código civil, la ley 84/1989, el Código Penal y el Código de Procedimiento Penal.

En términos de cacería, para su definición y clasificación corresponden a la ley 23/1973 Artículo 250 “Entiéndese por caza todo acto dirigido a la captura de animales silvestres, ya sea dándoles muerte, mutilándolos o atrapándolos vivos, y a la recolección de sus productos”. Artículo 252 “Por su finalidad la caza se clasifica en: a) Caza de subsistencia, o sea la que sin ánimo de lucro tiene como objeto exclusivo proporcionar alimento a quien la ejecuta y a su familia; b) Caza comercial, o sea la que se realiza por personas naturales o jurídicas para obtener beneficio económico; c) Caza deportiva, o sea la que se hace como recreación y ejercicio, sin otra finalidad que su realización misma; d) Caza científica, o sea la que se practica únicamente con fines de investigación o estudios realizados dentro del país; e) Caza de control, o sea la que se realiza con el propósito de regular la población de una especie cuando así lo requieran circunstancias de orden social, económico o ecológico; f) Caza de fomento, o sea la que se realiza con el exclusivo propósito de adquirir ejemplares para el establecimiento de zocriaderos o cotos de caza.

Actualmente en términos legales la cacería deportiva se encuentra prohibida por la demanda de inconstitucionalidad bajo el fallo de la Sentencia C-045/2019. La Corte en el artículo 5° de la ley 1774 de 2016 adicionó al Código Penal el Título XI-A “De los delitos contra los animales”, e incorporó al Código Penal los artículos 339A que tipifica el maltrato animal y 339B que establece las circunstancias de agravación punitiva. En Colombia existen tres excepciones al deber constitucional de protección animal, las cuales fueron establecidas en la sentencia C-666/2010, son: la libertad religiosa, los hábitos alimenticios, la investigación científica y la expresión cultural, y la actividad de caza deportiva no se encuadra en ninguna de las anteriores excepciones.

Como se desprende de la lectura del artículo 252 del decreto 2811 de la ley de 1974, la caza deportiva se distingue de otras modalidades de caza porque no tiene finalidades de subsistencia, por lo que su prohibición no compromete el derecho a la alimentación ni el derecho a la vida digna (literal a); no tiene fines comerciales, de manera que no compromete el derecho al trabajo y al mínimo vital (literal b); no tiene finalidades científicas, de manera que tampoco compromete la obligación del Estado de promover la investigación científica (literal d); no tiene por finalidad específica el control por circunstancias de orden social, económico o ecológico, de manera que no afecta dichos órdenes (literal e). Como lo define el mismo artículo 252, la caza deportiva es la que “se hace como recreación y ejercicio, sin otra finalidad que su realización misma” (literal c).

La caza comercial no está prohibida, pero está reglamentada por el decreto 4688/2005 en materia de caza comercial. En el artículo 2 se define el tipo de personas que la practican para obtener un beneficio económico. Y el 3 en el ejercicio de la caza

comercial “El interesado en realizar caza comercial deberá tramitar y obtener licencia ambiental ante la corporación autónoma regional con jurisdicción en el sitio donde se pretenda desarrollar la actividad”. Es decir, que hoy en día las actividades de caza comercial requieren de la obtención previa de una licencia ambiental, sin embargo, no pueden realizarse con especímenes de especies sobre los cuales exista veda o prohibición o se encuentren bajo alguna categoría de amenaza, o que tengan algún tipo de restricción en el marco de acuerdos internacionales aprobados y ratificados por el país.

En la disposición de la regulación de los demás tipos de cacería, del Código penal, ley 599/2000. En el direccionamiento de ley 1774 /2016 y por medio de la cual se modifican el Código Civil, la ley 84/1989, se dictan otras disposiciones. En el artículo 4o. Funciones de pena. “Los actos dañinos y de crueldad contra los animales descritos en la presente ley que no causen la muerte o lesiones que menoscaben gravemente su salud o integridad física de conformidad con lo establecido en el título XI-A del Código Penal, serán sancionados con multa de cinco (5) a cincuenta (50) salarios mínimos legales mensuales vigentes”. De los delitos contra los recursos naturales. Artículo 328. Aprovechamiento ilícito de los recursos naturales renovables, artículo 328A. Trafico de Fauna, artículo 328B. Caza Ilegal, artículo 329. Manejo ilícito de especies exóticas, artículo 330. Deforestación.

Para las sanciones respectivas, del código penal, aquel que infrinja lo anterior mencionado o de las normas establecidas, por el cual se modifica el artículo 328 por el artículo 1 de Ley 2111. Respecto al aprovechamiento ilícito de los recursos naturales renovables. “El que con incumplimiento de la normatividad existente se apropie, acceda,

capture, mantenga, introduzca, extraiga, explote, aproveche, exporte, transporte, comercie, explore, trafique o de cualquier otro modo se beneficie de los especímenes, productos o partes de los recursos fáunicos, forestales, florísticos, hidrobiológicos, corales, biológicos o genéticos de la biodiversidad colombiana, incurrirá en prisión de sesenta (60) a ciento treinta y cinco (135) meses y multa de ciento treinta y cuatro (134) a cuarenta y tres mil setecientos cincuenta (43.750) salarios mínimos legales mensuales vigentes”.

Se sanciona de manera especial sobre el comercio y tráfico ilegal en el artículo 328A. Tráfico de Fauna “El que trafique, adquiera, exporte o comercialice sin permiso de la autoridad competente o con incumplimiento de la normatividad existente los especímenes, productos o partes de la fauna acuática, silvestre o especies silvestres exóticas, incurrirá en prisión de sesenta (60) a ciento treinta y cinco (135) meses y multa de trescientos (300) hasta cuarenta mil (40.000) salarios mínimos legales mensuales vigentes”. Y sobre la Caza Ilegal del artículo 328B “El que sin permiso de autoridad competente o con incumplimiento de la normatividad existente, cazare, excediere el número de piezas permitidas o cazare en épocas de vedas, incurrirá en prisión de dieciséis (16) a cincuenta y cuatro (54) meses y multa de treinta y tres (33) a novecientos treinta y siete (937) salarios mínimos legales mensuales vigentes, siempre que la conducta no constituya delito sancionado con pena mayor”.

En síntesis, la caza deportiva, es el único tipo de caza que se encuentra prohibida por el estado colombiano, no obstante, las demás reguladas hacia especies protegidas. Sin embargo, la actividad continúa ligada a excepciones a nivel del deber constitucional de protección animal, estas son: la libertad religiosa, los hábitos alimenticios, la investigación

científica y la expresión cultural, (C-666, 2010). Y a pesar de que tal actividad se encuentra regulada, la función de dichas normas es evitar el agotamiento de la fauna, la protección y consideración de los animales como sujetos valiosos en sí mismos” (Sentencia, 2019). Por lo tanto, la cacería aplicada en cualquiera de los tipos, representa una de las mayores amenazas que afectan a las poblaciones de especies (Emmons, 1990; Kays *et al.*, 2017). además de ser un elemento cultural importante en algunas regiones, que se practica y pasa entre las generaciones, los hijos aprenden de sus padres y abuelos (Oduber, 2008).

Teniendo en cuenta lo anterior, la cacería es un fenómeno críptico que es difícil de monitorear y, hasta la fecha, no se dispone de estimaciones que relacionen el impacto de la caza en la diversidad en la vida silvestre (Benítez-López *et al.*, 2017). El desconocimiento de la cacería a sobre los factores más relevantes ponen en peligro a las poblaciones y especialmente de los grandes depredadores (Peres, 2000). Especialmente a las especies de mayor tamaño, que representan un factor proteico y económico importante, y son aquellas poblaciones las mas afectadas en la cascada trófica, que conduce a la perdida de presas o depredares (Dirzo *et al.*, 2014; Young *et al.*, 2016; Ceballos *et al.*, 2017).

Las principales limitaciones para mitigar los efectos de la caza, es la falta de información base, sistemática y actualizada para comprender los aspectos que más deficiencia tiene en la zona donde se genera la presión. Borges y Herrera (2006) indican estudios con variables importantes para el estudio de la cacería, estudios poblacionales de las especies cazadas, accesos, métodos, edades, oficio y profesión, tiempo que dedica al año a esta actividad y el tipo de arma que utiliza, razón o justificación de la cacería, redes sociales y transferencia de información, y ganancias económicas.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1. Objetivo general

Establecer el efecto que ejerce la cacería sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

#### 3.2. Objetivo específico

Estimar la diversidad y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

Evaluar el efecto que tiene la cacería furtiva en los mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

#### 3.3 Pregunta de investigación

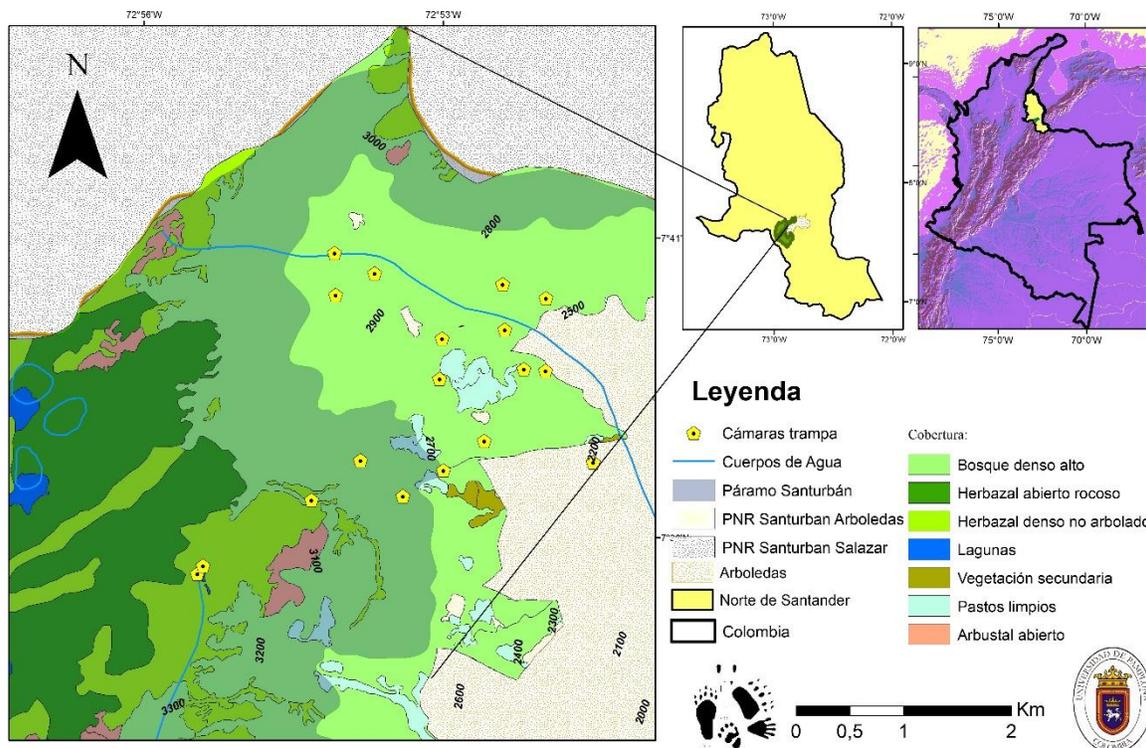
¿Cuál es el efecto de la cacería furtiva sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas?

¿El efecto de la cacería conduce a la pérdida de presas potenciales de grandes depredadores y puede exhibir un patrón al modificar las abundancias relativas de los mamíferos medianos y grandes?

## 4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1. Área de estudio

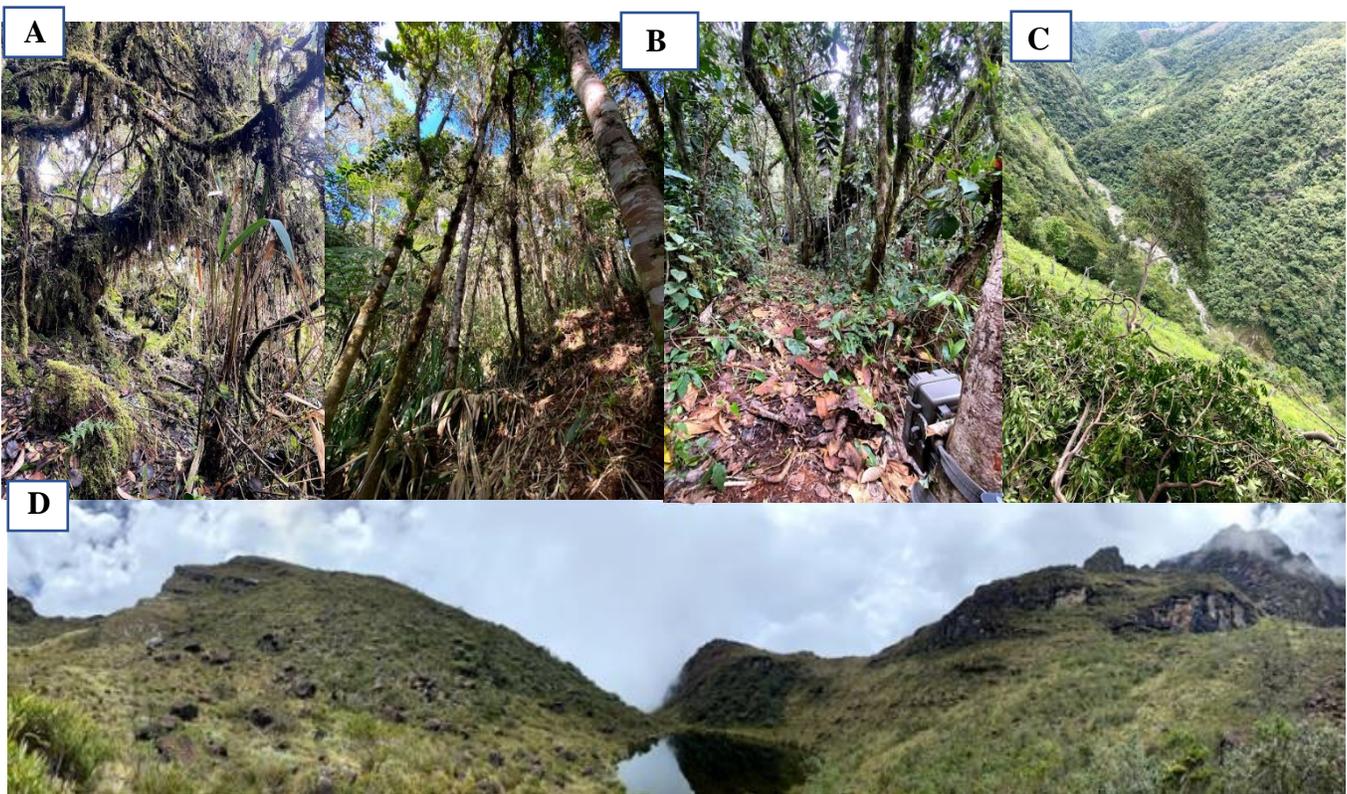
El estudio corresponde al Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas ( $N7^{\circ} 40.427' W72^{\circ} 54.545'$  y  $N7^{\circ} 38.820' W72^{\circ} 55.232'$ ), ubicado en el municipio de Arboledas en la región central del departamento Norte de Santander. Perteneciente a la cordillera oriental de los Andes de Colombia (figura 1). Declarada como área protegida en 2015, cubriendo un área total de 218.70 km<sup>2</sup> (21.870 ha) constituido por ecosistemas de bosque andino, bosque altoandino y páramo (CORPONOR, 2015). El área natural protegida conforma parte del gran macizo montañoso, conocido geográficamente también como Nudo de Santurbán, con un rango altitudinal entre los 1800-3400 m.s.n.m.



**Figura 1.** Ubicación de las cámaras trampa en el área de estudio. Parque Natural Regional

Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Fuente: Galvis-Hernandez, 2022.

El PNR Santurbán-Arboledas se caracteriza por presentar una temperatura promedio en las zonas altas 4°C, mientras que las zonas bajas pueden tener una temperatura promedio más moderada de hasta 25 °C. El área se encuentra limitado en el norte con el PNR Santurbán-Salazar de las Palmas y por el sur con el PNR Sisavita en el municipio de Cucutilla. Presenta precipitaciones anuales de 2000 mm, con dos periodos de máxima precipitación (marzo-mayo y septiembre y noviembre) y dos periodos de menor precipitación (junio-julio y diciembre-enero) (CORPONOR, 2015).



**Figura 2.** Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. **A.** Bosque Altoandino, **B.** Bosque Andino, **C.** Bosque Subandino, **D.** Paramo. Fuente: Galvis-Hernandez, 2021.

El área tiene coberturas naturales predominante de vegetación paramuna, bosque húmedo montano bajo y bosque pluvial montano bajo que cubren las cuchillas donde nacen ríos y quebradas que son de vital importancia para los ríos municipales y la cuenca del Río Zulia. Con el 91% de su área en coberturas entre bosque natural denso, arbustal denso, herbazales de páramo, zonas rocosas y lagunas de páramo; bosque denso alto con un 83.3%, seguido del herbazal denso con el 6,4% (vegetación de páramo), en menor proporción se encuentran coberturas de herbazales, pastos enmalezados, pastos limpios y lagunas naturales el 10,3%. (CORPONOR, 2015).

En el área de páramo se diferencian seis tipos de comunidades vegetales: frailejonales, pajonales–frailejonales, praderas, matorrales, rosetales y chuscales. Los frailejonales se caracterizan por el dominio de *Espeletia conglomerata*. En relación a los bosques andinos, nublados, y profusamente epifitados por orquídeas, bromelias, musgos, líquenes, y diferentes especies de plantas herbáceas, con predominio de micrófilas. Por ser una zona de fuertes pendientes y de suelos poco compactos, se tienden a presentar derrumbes frecuentes que arrasan con la vegetación, de tal manera que algunos sectores existen bosques secundarios producto de la regeneración natural (CORPONOR, 2015).

#### **4.2. Ensamblaje de mamíferos medianos y grandes**

El estudio se realizó en un rango altitudinal entre los 1897-3476 m.s.n.m. en las jurisdicciones del páramo de Santurbán, corregimiento de castro en la vereda Santo Domingo parte alta. Se aplicaron métodos de observación directa, cámaras trampa y entrevistas semiestructuradas a pobladores de la zona; propietarios de fincas aledañas y habitantes más cercanos a la zona de estudio.

Se instaló un total de 15 cámaras trampa, desde el 27 de Julio del 2021 hasta 19 de abril del 2022 (8 Bushnell Trophy Cam y 3 Reconix Hyperfire) y 4 cámaras de febrero a abril del 2022 (4 Reconix Hyperfire). Para un total de 18 estaciones de muestreo. Las cámaras fueron instaladas en sitios donde se mostrará señales o signos de la presencia de mamíferos de tamaño mediano y grande o alguna evidencia de actividad por rastros y marcas o donde la ocurrencia de los mismos sea evidente (senderos, madrigueras al margen de arroyos), procurando una separación una de otra a una distancia aproximada de 700 metros y a una altura de 30 a 50 cm del suelo de acuerdo a la topografía del terreno (Blake *et al.*, 2012; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Chávez *et al.*, 2013; Cáceres Martínez *et al.*, 2016).

Se programaron para permanecer activas durante 24 horas con el fin de registrar 3 videos de 15 segundos a partir del estímulo activador, en un intervalo de 15 segundos entre la primera y segunda toma o hasta que apareciera un nuevo objetivo (Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Mosquera-Guerra *et al.*, 2018) (figura 3). La ubicación de cada una de ellas se georreferenció con un sistema de posicionamiento global (GPS) modelo Garmin® etrex 10. Las estaciones se revisaron mensualmente para asegurarse de que el equipo aún funcionaba, reemplazar las baterías y las tarjetas de memoria, limpiar la vegetación y actualizar la información de los registros.



*Figura 3.* Instalación de cámaras trampa en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas. Modelos de cámaras A. Reconix Hyperfire B. Mantenimiento mensual de las memorias Bushnell Trophy Cam, C. Toma de datos, D. Cámara instalada con 8 pilas de la marca Energyzzer Ultimate Lithium. Fuente: Galvis-Hernandez y Carvajal 2021.

El material colectado (e.g., pelo, heces, restos óseos) se almacenarán en bolsas de plástico etiquetadas y su posterior análisis e identificación se realizará en el laboratorio de ecología y biogeografía (GIEB) de la Universidad de Pamplona. El procesamiento de las muestras incluirá el lavado con agua destilada en coladores de  $0,5 \mu\text{m}$ , el secado a temperatura ambiente y el examen visual de los componentes de la muestra. Las muestras se compararán con material de referencia de la colección de mamíferos del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional y del Museo de Ciencias "José Celestino Mutis" de la Universidad de Pamplona y se depositarán en la colección general de mamíferos de este último museo (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016).

### 4.3. Análisis de datos

#### 4.3.1. Análisis estadísticos para el objetivo 1.

El esfuerzo total de fototrampeo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras trampa por el total de días de muestreo (Medellín *et al.*, 2006; Lira-Torres *et al.*, 2014). Se definió como un evento de muestreo cada día que estuvieron activas las estaciones de fototrampeo (cada 30 min = un evento de muestreo) y como captura a un video de un individuo diferente dentro de cada evento de muestreo (O'Brien *et al.*, 2003). Para aquellas especies gregarias, el número de individuos observados en cada captura fue igual al número de registros independientes (Medellín *et al.*, 2006; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). Las especies fueron identificadas por comparación en literatura especializada (Emmons y Feer, 1997; Ceballos y Oliva, 2005; Aranda, 2012) la clasificación y nomenclatura utilizadas se basaron en la clasificación de Wilson y Reeder (2005).

Para evaluar la representatividad del muestreo con el método de cámaras trampa, se realizó una curva de acumulación de especies, usada también como medida para estimar la diversidad alfa. A partir de una matriz de abundancias con el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013), con los estimadores no paramétricos Chao 1 y 2 que tienen menor probabilidad de sesgo para muestras pequeñas, tomando en cuenta las especies que ocurren en una o dos muestras, analizando la incidencia de las mismas (IAvH, 2014). Lo anterior con el fin de conocer la relación entre el esfuerzo de muestreo, las especies observadas y las esperadas (MacKenzie *et al.*, 2005).

La grafica de la curva de acumulación de especies y la desviación estándar se obtuvo usando el método “*exact*” que calcula la riqueza media esperada, mediante los paquetes estadísticos Vegan, BiodiversityR y DT, del software estadístico de R (R Core Team, 2018). Para hallar el índice de abundancia relativa (IAR) Ecuación 1=  $IAR = C/EM * 1000 \text{ días/trampa}$ . Donde IAR= índice de abundancia relativa para la especie; C= Capturas o eventos de registros independientes por especie; EM= Esfuerzo de Muestreo (No. de cámaras\*días de monitoreo) y 1000 noches de cámaras trampa=unidad de estandarización para comparar datos con otros estudios (Maffei *et al.*, 2004, Sanderson, 2004; Azuara, 2005; Jenks *et al.*, 2011).

Análisis estadísticos para la estimación de los patrones de actividad: Se describieron patrones de actividad para cada especie, con el fin de exhibir una tendencia real de patrón de actividad, se consideró el registro mínimo de 5 minutos de diferencia, con mínimo 10 registros independientes. Para evaluar si existe una distribución uniforme de los registros y si las especies exhiben o no un patrón de actividad aleatorio durante el ciclo circadiano (Kovach, 2011). Se utilizó la prueba de Rayleigh test (a un nivel de confianza de 95 %) por medio del programa de estadística circular “Oriana versión 4.02” durante un periodo de 24 horas, para aumentar la precisión de la estimación (Kovach, 2011).

Las especies se clasificaron según el período de actividad. Día, definido como el período comprendido entre 1 h después de la salida del sol y 1 h antes de la puesta del sol; Noche, entre 1 h después de la puesta del sol y 1 h antes de la salida del sol; Amanecer, entre 1 h antes y 1 h después del amanecer, y Crepúsculo, entre 1 h antes y 1 h después del atardecer (Lucherini *et al.*, 2009; Gerber *et al.*, 2012; Foster *et al.*, 2013).

Posterior a esto, se estableció de manera no paramétrica el patrón diario que exhibían las especies, por medio del paquete *Overlap* (Meredith y Ridout, 2014) en el programa R (R Core Team, 2018), se determinó la función de densidad de probabilidad de los registros, usando la estimación de la densidad de Kernel (DK) y la función de distribución de suma trigonométrica no negativa (STN) (Linkie y Ridout, 2011). Estas distribuciones consideran que los individuos de las especies tienen igual probabilidad de ser registrados mientras estén activos (Linkie y Ridout 2011, Pratas-Santiago, 2016), al ser sus registros una muestra aleatoria de una distribución continua subyacente (Fernández-Durán, 2004; Ridout y Linkie 2009). Se calcularon los intervalos de confianza al 95% a través de 1.000 réplicas de bootstrap (Linkie y Ridout, 2011; Meredith y Ridout, 2018). Se usó el estimador  $\Delta_1$  para muestras pequeñas (Ridout y Linke, 2009; Linkie y Ridout, 2011) considerando solo los casos con  $\geq 10$  detecciones (Monterroso *et al.*, 2014).

Para evaluar la segregación de los patrones de comportamiento entre las especies, se comparó por pares de patrones de actividad para las especies depredadoras y sus presas potenciales. Mediante la estimación del coeficiente de superposición, se utilizó la clasificación propuesta por Monterroso *et al.* (2014): superposición baja ( $\Delta \leq 0.5$ ), superposición moderada ( $0.5 < \Delta \leq 0.75$ ) y superposición alta ( $\Delta > 0.75$ ). Esto para evitar interpretaciones subjetivas en los niveles de superposición.

El coeficiente de superposición  $\Delta$  (Meredith y Ridout, 2020) está basado en la estimación de DK y STN, se define como la proporción del área bajo la curva que se superpone entre dos patrones de actividad, donde  $\Delta = 0$  indica que no hay superposición (por ejemplo, un organismo estrictamente nocturno en comparación con uno estrictamente

diurno), y  $\Delta = 1$  corresponde a una superposición del 100% (es decir, ambos patrones de actividad son idénticos) (Meredith y Ridout, 2016).

Tabla 1. Valores guía para la estimación del coeficiente de superposición entre especies ( $\Delta$  = Coeficiente de superposición).

Nivel de superposición	Estimación	%
Baja	$\Delta \leq 0.5$	< 50
Moderada	$0.5 < \Delta \leq 0.75$	50 a 75
Alta	$\Delta > 0.75$	> 75

#### 4. 3.2. Análisis estadísticos objetivo 2.

##### Patrones de cacería

Se evaluó la presencia de la caza por medio de entrevistas semiestructuradas (encuestas) con preguntas tanto abiertas como cerradas, dando un enfoque interpretativo y participativo (White *et al.*, 2005), se llevaron a cabo durante los meses de muestreo a los pobladores de la zona; propietarios de fincas aledañas, cazadores locales y habitantes más cercanos a la zona de estudio. Se les entregó un material creado de fichas ilustrativas de las especies vistas o conocidas en la zona, con los cuales pudieron identificar los distintos mamíferos medianos y grandes con los cuales habían interactuado y suponían estar presentes en el área de estudio.

Para el análisis de los patrones de caza se tomó en cuenta los aspectos proporcionados por los entrevistados (Tlapaya y Gallina, 2010). Las preguntas contenían información sobre al tipo de caza, que se determinaron de acuerdo con la especie cazada, los motivos de la caza y su potencial uso de la vida silvestre por parte de las comunidades locales, aplicando la clasificación realizada por Cáceres Martínez *et al.*, (2018). Así mismo se tuvo en cuenta, cuantos animales cazan por unidad de tiempo, si hay preferencias por sexos y edades de los animales, las técnicas empleadas, conflictos de la fauna con la comunidad, actividades económicas de las familias, (Cuéllar, R. L. 2004, Tlapaya y Gallina, 2010). Para evaluar esta información y sus relaciones se implementó un análisis estadístico usando la métrica de disimilitud de Bray-Curtis y un mapa de calor (heatmap) usando el paquete *Vegan 2.0*. (Oksanen *et al.*, 2013) en el software R. 4.2.1 (RCoreTeam, 2020) (Cáceres Martínez *et al.*, 2018).

En cuanto a la biomasa extraída estimada, se calculó obteniendo el número total de individuos de las especies cazadas de acuerdo a los resultados de la entrevista, y este número fue multiplicado por el peso promedio de cada especie (Tlapaya y Gallina, 2010). Se relaciono de la misma forma, el porcentaje real extraído por cazador, y así mismo la relación de la biomasa extraída de acuerdo al número de individuos que se cazan y la biomasa extraída por cazador por medio de la información proporcionada por las entrevistas a los pobladores y habitantes locales o zonas aledañas al Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento. Para las comparaciones se tuvo en cuenta los registros obtenidos por la metodología, con los registros independientes y los individuos capturados por evento. Respecto a los registros obtenidos por la cacería y hacer estimaciones desde las abundancias relativas.

## 5. RESULTADOS

### 5. 1. Ensamblaje de mamíferos medianos y grandes

Mediante un esfuerzo de muestreo de 2915 trampas/noche de Julio 2021 a abril del 2022 y 71 trampas/noche de febrero a abril del 2022, se obtuvo un total de 2986 trampas/noche. Se obtuvieron 316 registros independientes, conformados por 16 especies y distribuidas en 5 órdenes, 12 familias y 15 géneros (Tabla 2).

Tabla 2. Especies detectadas en el PNR Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. N: Número de individuos, RI: Registros independientes, RAI: Abundancia relativa.

Orden	familia	Especie	N	Altitud	RI	RAI
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus taczanowskii</i>	22	1975-3176	22	7,4
	Sciuridae	<i>Sciurus granatensis</i>	112	1975-2831	111	37,2
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	34	1975-2087	33	11,1
Carnivora	Felidae	<i>Puma concolor</i>	4	1897-2630	4	1,3
		<i>Leopardus pardalis</i>	8	1897-2581	8	2,7
		<i>Leopardus tigrinus</i>	6	1897-3176	6	2,0
	Ursidae	<i>Tremarctos ornatus</i>	54	2301-3176	53	17,7
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	11	1897-2831	11	3,7
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	51	1897-3176	41	13,7
		<i>Mustela frenata</i>	6	1975-2835	6	2,0
	Procyonidae	<i>Nasuella olivacea</i>	22	2500-3176	10	3,3
		<i>Potos flavus</i>	1	1975	1	0,3
		Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	1	1897	1
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	4	1897-1975	4	1,3
Cetartiodactyla	Cervidae	<i>Mazama rufina</i>	3	2437-2630	3	1,0
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis pernigra</i>	1	1975	1	0,3
<b>Total</b>	-	-	<b>340</b>	-	<b>315</b>	<b>105,5</b>

Las especies más abundantes mediante el esfuerzo de muestreo con el índice de abundancia relativa (IAR) fue *S. granatensis* (IAR: 37.2, n: 111) *T. ornatus* (IAR: 17.7, n: 53), *E. barbara* (IAR: 13.7, n: 41) y *D. punctata* (IAR: 11.1, n: 33) (Tabla 2).

En la composición del ensamblaje, se resalta el orden Carnivora, al presentar el mayor número de familias y especies. Se destaca la familia Felidae, con el mayor número de especies, seguido de Mustelidae y Procyonidae. De los órdenes representativos le sigue Rodentia, con tres familias. Entre los órdenes menos abundantes; Pilosa, Cetartiodactyla y Didelphimorphia representados con 1 especie cada uno; todas las familias están representadas por una sola especie, a excepción de Felidae (3), Mustelidae (2) y Procyonidae (2). También fueron registradas dentro del área protegida especies introducidas como bovinos, caprinos, gatos y perros domésticos (Tabla 2).

Se obtuvo un total de 340 individuos en el área de estudio, las especies que mostraron mayor número de registros fueron *S. granatensis* (n:112), *T. ornatus* (n:54) y *E. barbara* (n:51) del total de individuos, seguidos por *D. punctata* (n:34), *N. olivacea* (n:22), *C. taczanowskii* (n:22), *C. semistriatus* (n:11). Las especies detectadas con menos abundancia relativa fueron *D. pernigra*, *C. thous* y *P. flavus* (IAR: 0.3, n:1) respectivamente (Tabla 2).

Por otra parte, por medio del fototrampeo y entrevistas se reportan siete especies con algún índice de amenaza, según la clasificación de la UICN, se encuentran en categoría Vulnerable (VU); *Tremarctos ornatus*, *Leopardus tigrinus*, *Mazama rufina*, *Tayassu pecari*, en Casi amenazadas (NT); *Nasuella olivacea* y *Cuniculus taczanowskii* (UICN, 2019). A nivel nacional Casi amenazada (NT); *Puma concolor*, catalogadas también en el apéndice I del CITES (Tabla 3).

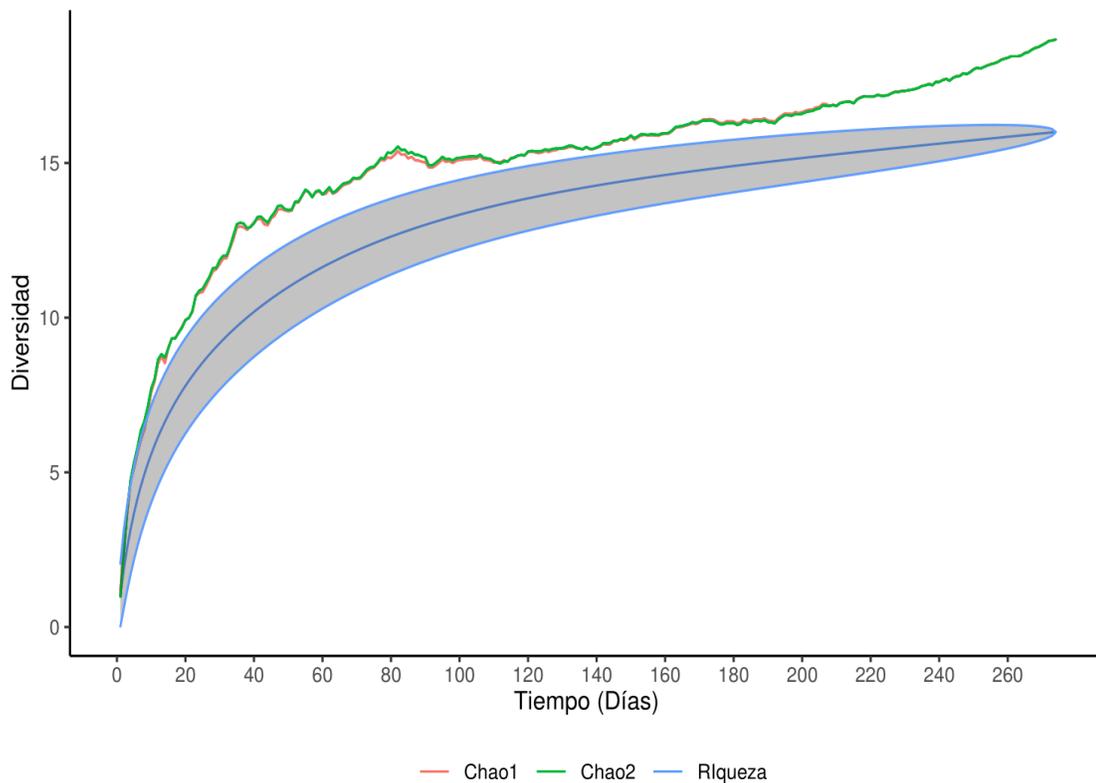
Tabla 3. Mamíferos medianos y grandes registrados en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander-Colombia. Método: CT: Cámara trampa, RI: Registro indirecto, E: Entrevista, Categoría de conservación: LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazado, V: Vulnerable, A: Amenazada.

Taxón	Método	Categoría de amenaza			
		Nacional	UICN	RES.1219 2017	CITES
<b>RODENTIA</b>					
<u>Cuniculidae</u>	CT, E	-	NT	-	-
<i>Cuniculus taczanowskii</i> (Stolzmann, 1865)					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	E	-	LC	-	III
<u>Sciuridae</u>					
<i>Sciurus granatensis</i> (Humboldt, 1811)	CT, E	-	LC	-	-
<u>Dasyproctidae</u>	CT, E	-	LC	-	III
<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842)					
<b>CARNIVORA</b>					
<u>Felidae</u>	CT, RI, E	NT	LC	-	I
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)					
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	CT, E		LC	-	I
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	CT, E	VU	VU	VU	I
<u>Ursidae</u>					
<i>Tremarctos ornatus</i> (Cuvier, 1825)	CT, RI, E	VU	VU	-	I
<u>Mephitidae</u>					
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddert, 1785)	CT	-	LC	-	-
<u>Mustelidae</u>					
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	CT, E	-	LC	-	III
<i>Mustela frenata</i> (Lichtenstein, 1831)	CT, E	-	LC	-	-
<u>Procyonidae</u>					

<i>Nasuella olivacea</i> (Gray, 1865)	CT, RI, E	-	NT	-	-
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	CT		LC		III
<u>Canidae</u> <i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	CT, E	-	LC	-	II
<b>CINGULATA</b> <u>Dasypodidae</u> <i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	E	-	LC	-	-
<b>PILOSA</b> <u>Myrmecophagidae</u> <i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	CT, E	-	LC	-	III
<b>CETARTIODACTYLA</b> <u>Cervidae</u> <i>Mazama rufina</i> (Pucheran, 1851)	CT, E	-	VU	-	-
<u>Tayassuidae</u> <i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	E	-	VU	-	II
<b>DIDELPHIMORPHIA</b> <u>Didelphidae</u> <i>Didelphis pernigra</i> (Allen, 1900)	CT, E	-	LC	-	-

Aunque las demás especies reportadas, están catalogadas como especies con Preocupación menor (LC), destacan, que sus poblaciones van decreciendo. No menos importante, dichas especies también se encuentran dentro de la clasificación que muestra el CITES, de esta manera especies como; *L. pardalis* (I), *C. thous* y *P. tajacu* (II), *T. mexicana*, *P. flavus*, *E. barbara*, *D. punctata* y *C. paca* (III). Dos de las especies catalogadas no se registraron con cámaras trampa, sino por las encuestas semiestructuradas de cacería proporcionada por los pobladores y habitantes locales (Tabla 3). De las otras especies no se tiene información sobre su estado de amenaza.

Por medio de la curva de acumulación se demostró una completitud significativa en el censo con cámaras trampa. En cuanto a la representatividad del muestreo, se observó el 85% de las especies presentes en el área de estudio. La curva aumenta respecto al esfuerzo y así mismo el número de especies, con tendencia a estabilizarse. Por los estimadores de diversidad Chao 1 (estimador basado en abundancias) y Chao 2 (estimador basado en incidencias) estimando el 18.88 especies en el área de estudio (Figura 4).



*Figura 4.* Curva de acumulación de especies presentes en el sitio de estudio en función del esfuerzo de muestreo (días). Según los valores arrojados por los estimadores, se registró el 85% de los mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

Los datos calculados muestran que las especies estimadas son muy cercanas a las esperadas, lo que indica, que el muestreo ha sido representativo. Se presume que si se vuelve a muestrear, es probable encontrar las mismas especies ya registradas (Figura 4).

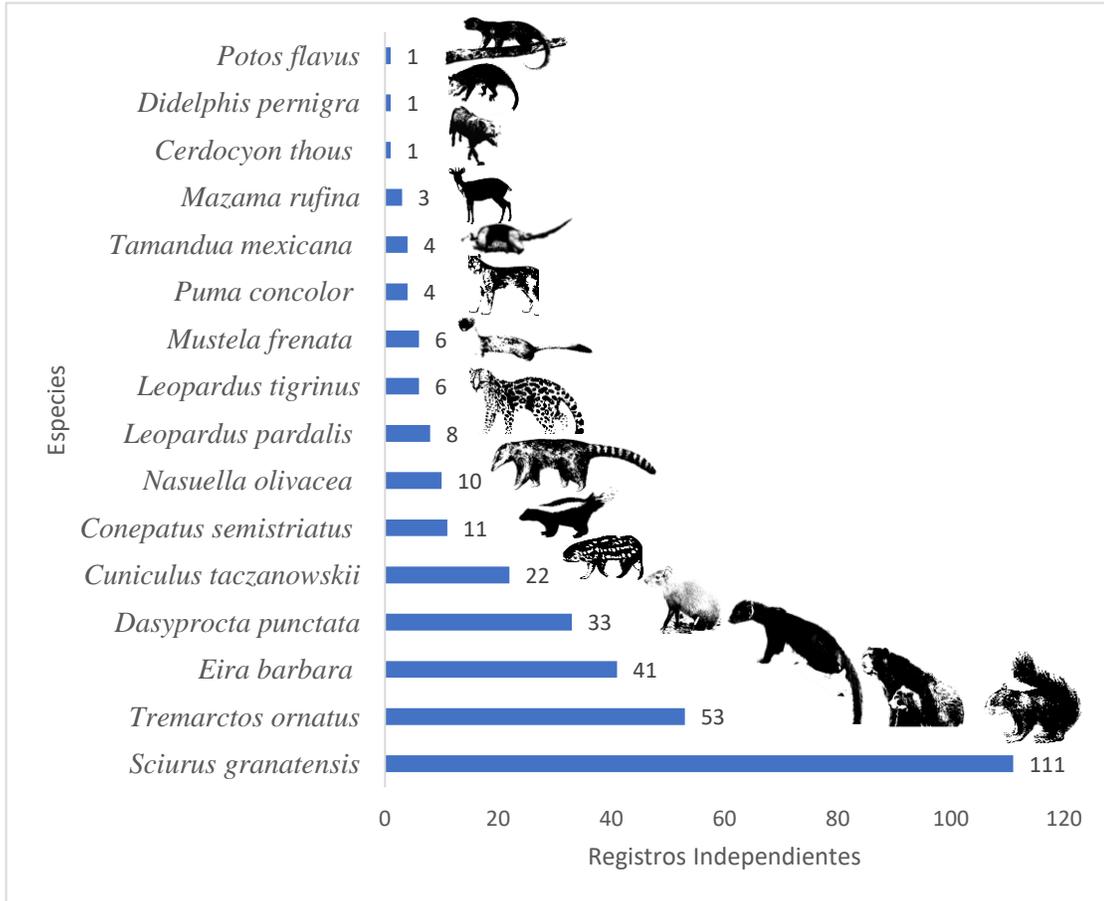


Figura 5. Frecuencia de detección de las especies de mamíferos medianos y grandes en el PNR Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

Las especies detectadas con mayor frecuencia fueron *Sciurus granatensis*, seguido por *Tremarctos ornatus* y *Eira barbara*. Asimismo, se destacaron las especies menos comunes o que fueron observadas solo una vez en esta área, de las cuales se registró un solo individuo *Potos flavus*, *Didelphis pernigra* y *Cerdocyon thous* (Figura 5).

## 5. 2. Patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes

En función de describir los patrones de actividad que exhibió cada una de las especies evaluadas, por medio de la prueba de Rayleigh. Se logró aplicar a 7 de las 16 especies que contaban con al menos 10 registros independientes. Las especies demostraron una tendencia en su comportamiento principalmente diurna teniendo en cuenta su homogeneidad ( $P < 0.01$ ), lo que quiere decir es que, se distribuyeron de manera uniforme a lo largo del ciclo de las 24 horas. Solo *N. olivacea* y *C. semistriatus* no tuvieron suficientes registros para que su patrón fuera significativo ( $P < 0.01$ ) \*.

El primer grupo de especies con actividad principalmente diurna conformado por *Eira barbara*, presento picos entre las 06:00-13:00 hrs, y entre las 14:00-18:00 hrs, *Tremarctos ornatus* presenta un pico entre las 06:00-18:00 hrs, *Nasua olivacea* con un primer pico de actividad entre las 9:00 y 12:00 horas y un segundo pico entre las 15:00 y 18:00 hrs. De la misma manera *Dasyprocta punctata* los picos van desde las 8:00-15:00 hrs, y 17:00-18:00 hrs, *Sciurus granatensis* presenta un pico pronunciado entre las 5:00-17:00 hrs (Tabla 4, figura 6).

El segundo grupo conformado por especies que exhibieron un patrón principalmente nocturno. Fue el caso de *Conepatus semistriatus* con un pico de actividad entre las 03:00 y 05:00 hrs, un segundo pico entre las 19:00 y 24:00 hrs. Sin embargo, no tuvo suficientes registros para que su patrón fuera significativo ( $P < 0.01$ ) \* pero refleja una tendencia. En el caso de *Cuniculus taczanowskii* demostró un pico de actividad entre las 01:00 y 03:00 hrs y un segundo pico más pronunciado entre las 19:00 y 24:00 horas (Tabla 4, figura 6).

Tabla 4. Período de actividad, estimador de la prueba de Rayleigh (\* indica diferencias significativas con respecto a la homogeneidad -  $P < 0.01$ ) y número de registros de cámaras trampa para los mamíferos medianos y grandes del PNR Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

	Especie	Patrón de actividad	Test Rayleigh		Registros
			Z	P	
1	<i>Nasua olivacea</i>	Diurno	73,967	* 0,174	10
2	<i>Conepatus semistriatus</i>	Nocturno	30,492	*0,065	11
3	<i>Cuniculus taczanowskii</i>	Nocturno	2,692	0,000000029	23
4	<i>Dasyprocta punctata</i>	Diurno	17,539	0,000000000771	35
5	<i>Sciurus granatensis</i>	Diurno	18,674	0.000000000001	130
6	<i>Eira barbara</i>	Diurno	24,477	0,00000000292	45
7	<i>Tremarctos ornatus</i>	Diurno	1,761	0.000000000001	69
<i>TOTAL</i>					323

Dentro de los valores definidos por el coeficiente de sobreposición y comparar con los pares de patrones de actividad de las especies consideradas depredadores y sus presas potenciales. Se encontró en primer lugar que *E. barbara* exhibió valores bajos de sobreposición con *C. taczanowskii* ( $\Delta = 0.07$ ), bajos-moderados con *C. semistriatus* ( $\Delta = 0.18$ ) y *D. punctata* ( $\Delta = 0.42$ ), valores moderados *N. granatensis* ( $\Delta = 0.65$ ) y por último una sobreposición alta con *N. olivacea* ( $\Delta = 0.82$ ) respectivamente (figura 7). En segundo lugar, se observa el comportamiento de solapamiento de un carnívoro potencial *T. ornatus* exhibe valores bajos-moderados de sobreposición con *C. taczanowskii* ( $\Delta = 0.11$ ). Una sobreposición moderada con *C. semistriatus* ( $\Delta = 0.23$ ) y *D. punctata* ( $\Delta = 0.35$ ). Por último, las especies que muestran los valores moderados-altos son *N. granatensis* ( $\Delta = 0.65$ ) y *N. olivacea* ( $\Delta = 0.82$ ) respecto al nivel de solapamiento (figura 8).

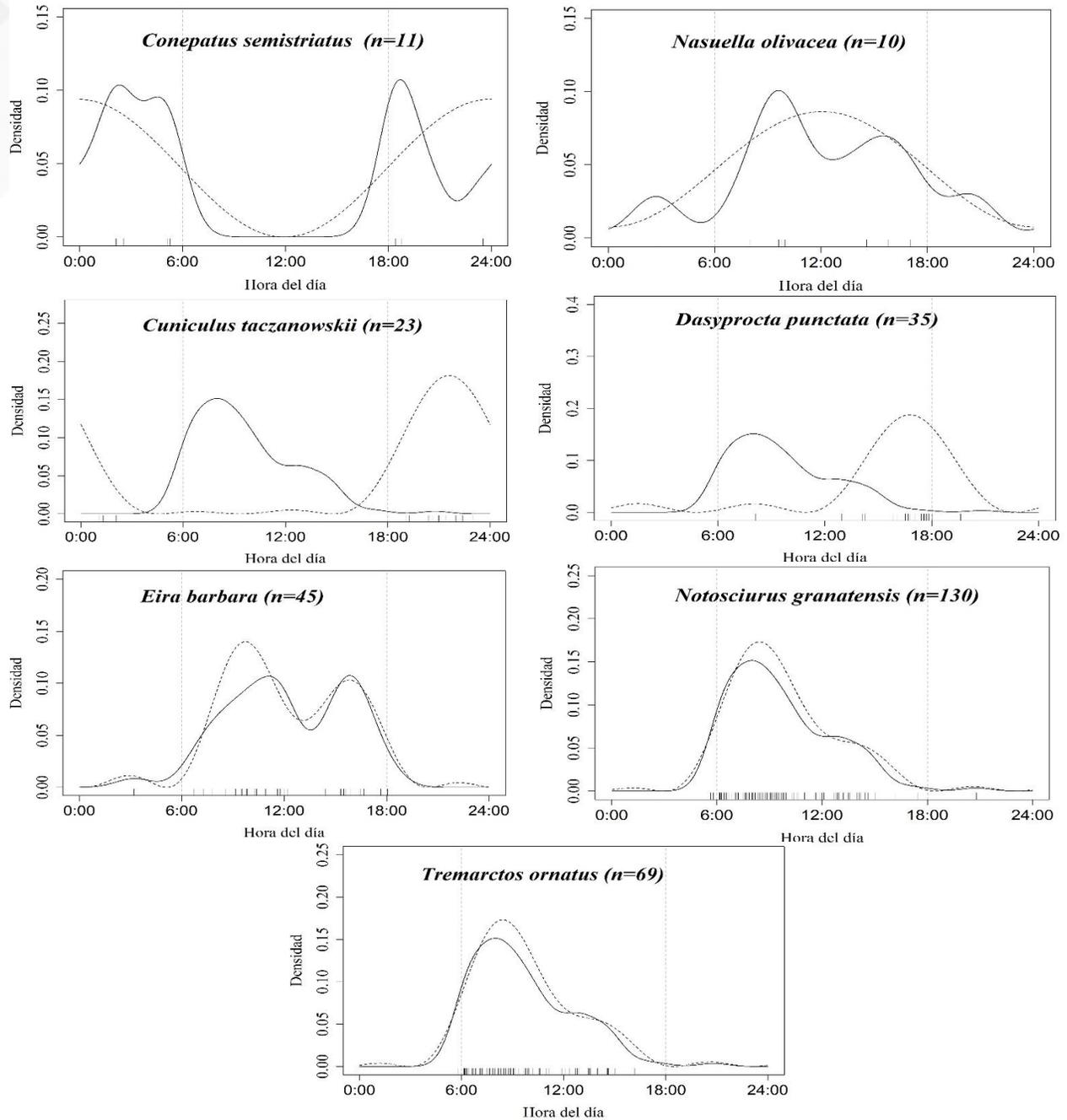


Figura 6. Densidad de los patrones de actividad de 7 especies de mamíferos del PNR Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Densidad de Kernel (líneas continuas), suma trigonométrica no negativa (líneas punteadas). Las líneas verticales cortas sobre el eje x son los registros, y las líneas verticales punteadas sobre el eje x indican la hora de salida y puesta del sol. El eje y indica la densidad de la actividad.

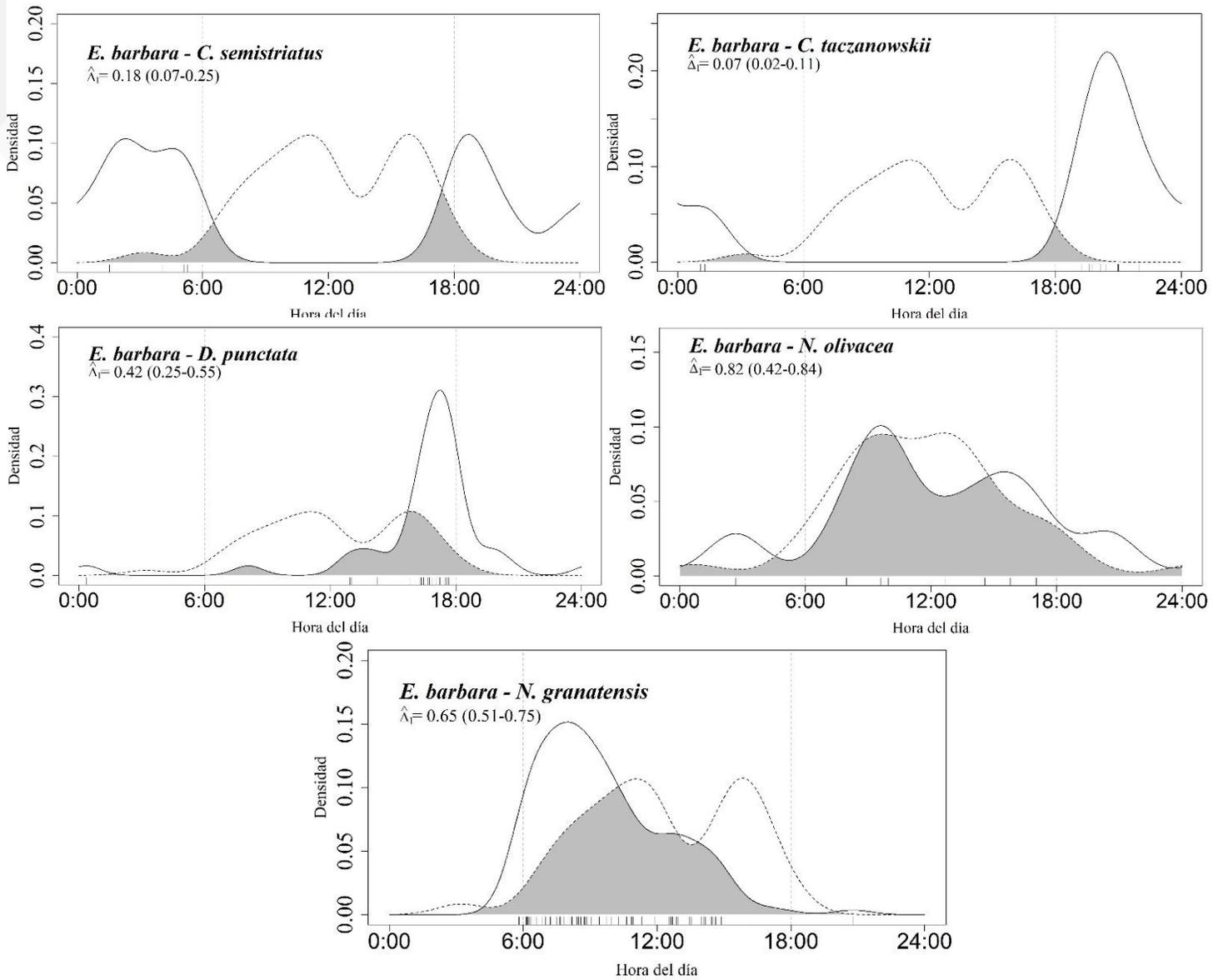


Figura 7. Coeficiente de sobreposición (área sombreada) relacionando el patrón de actividad de la Tayra (*Eira barbara*) y sus posibles presas. Estimación de la densidad de Kernel de la Tayra (líneas punteadas) y estimaciones de la densidad de Kernel de las posibles presas (líneas continuas). La estimación de la sobreposición se indica con un intervalo de confianza bootstrap del 95% entre paréntesis. El eje y indica la densidad de la actividad.

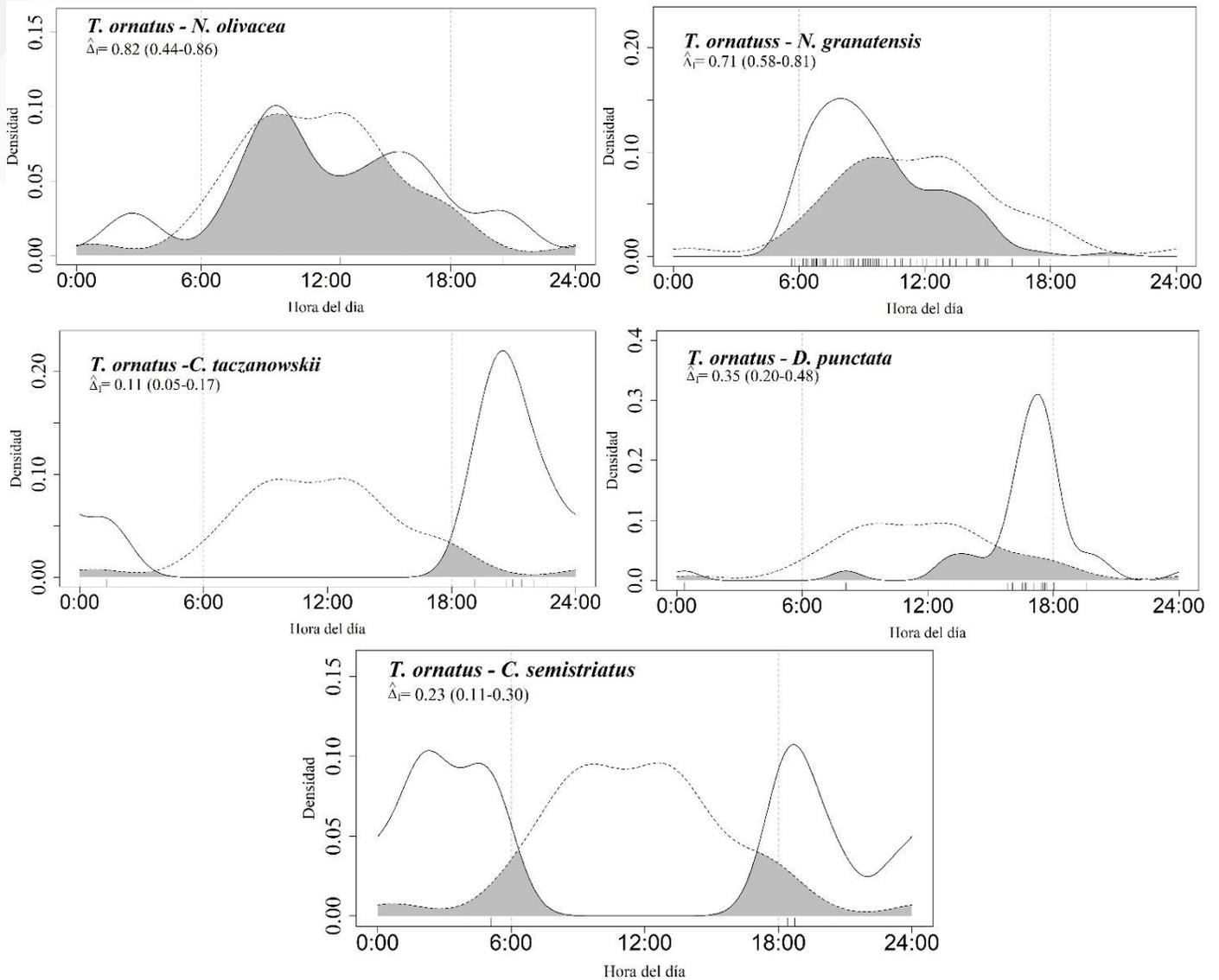


Figura 8. Coeficiente de sobreposición (área sombreada) relacionando el patrón de actividad de la Oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y sus posibles presas. Estimación de la densidad de Kernel del Oso de anteojos (líneas punteadas) y estimaciones de la densidad de Kernel de las posibles presas (líneas continuas). La estimación de la sobreposición se indica con un intervalo de confianza bootstrap del 95% entre paréntesis. El eje y indica la densidad de la actividad.

### 5. 3. Efecto de la cacería en los mamíferos medianos y grandes de los mamíferos medianos y grandes.

Se obtuvo un total de 50 entrevistas semiestructuradas realizadas durante los meses de muestreo a los pobladores de la zona, donde el 96% de los encuestados eran cazadores adultos (propietarios de fincas aledañas, cazadores locales y habitantes más cercanos a la zona de estudio). Se destacan 285 registros con 359 individuos que se representaron en 16 especies, 6 órdenes, 13 familias y 15 géneros.

*Tabla 5.* Número de individuos cazados por especie de acuerdo a las entrevistas y el porcentaje que representan en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

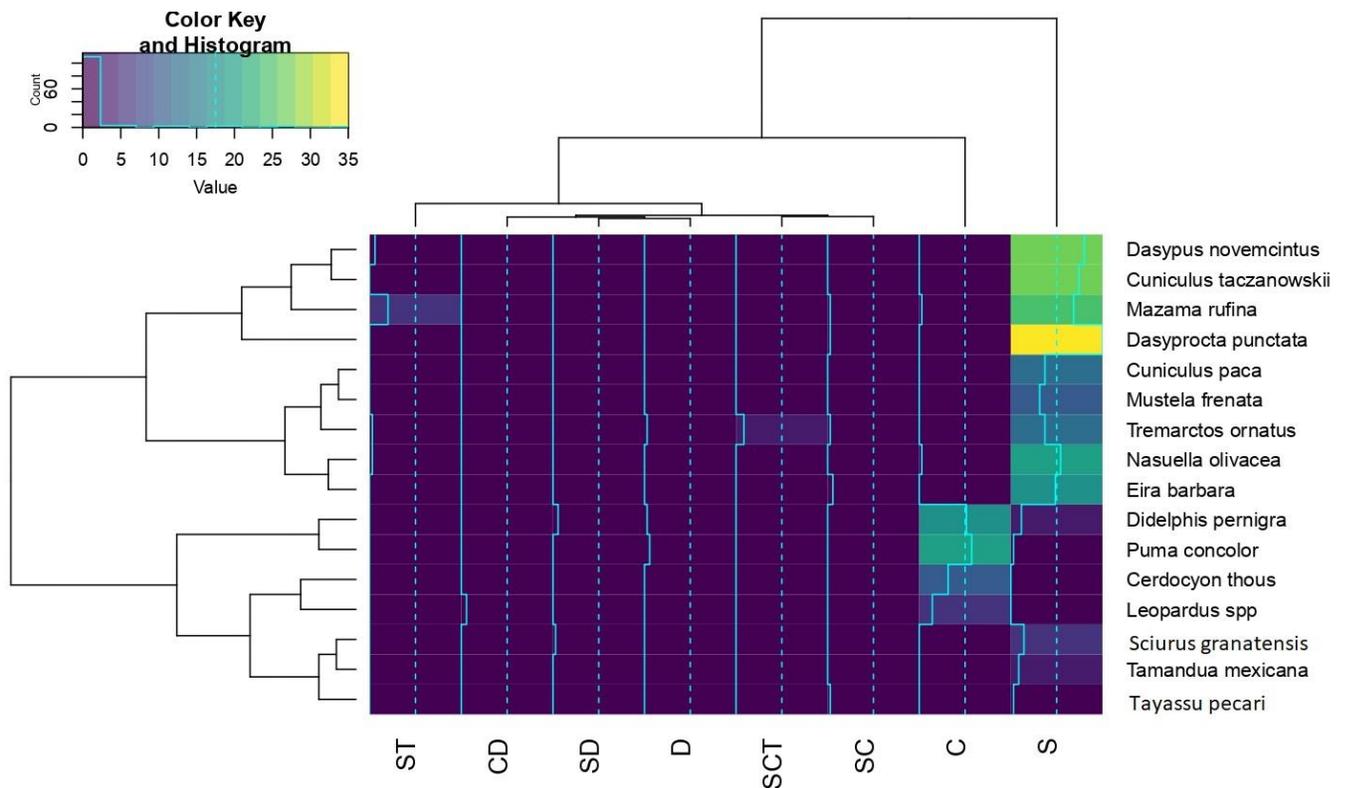
<b>Orden</b>	<b>familia</b>	<b>Especie</b>	<b>N</b>	<b>%</b>
<b>Rodentia</b>	Cuniculidae	<i>Cuniculus taczanowskii</i>	33	9,2
		<i>Cuniculus paca</i>	17	4,7
	Sciuridae	<i>Sciurus granatensis</i>	8	2,2
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	42	11,7
<b>Carnivora</b>	Felidae	<i>Puma concolor</i>	29	8,1
		<i>Leopardus spp</i>	7	1,9
	Ursidae	<i>Tremarctos ornatus</i>	26	7,2
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	20	5,6
		<i>Mustela frenata</i>	13	3,6
	Procyonidae	<i>Nasuella olivacea</i>	25	7,0
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	11	3,1
<b>Pilosa</b>	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	3	0,8
<b>Cetartiodactyla</b>	Cervidae	<i>Mazama rufina</i>	50	13,9
	Tayassuidae	<i>Tayassu pecari</i>	2	0,6
<b>Didelphimorphia</b>	Didelphidae	<i>Didelphis pernigra</i>	41	11,4
<b>Cingulata</b>	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	32	8,9
<b>Total</b>	-	-	<b>359</b>	<b>100</b>

Los órdenes que se destacan por presentar mayor número de individuos cazados corresponden al Carnivora 36 % (131), seguido de Rodentia 28% (100) y Cetartiodactyla 14% (52). Las familias más representativas fueron Cervidae 13.9%, Cuniculidae 13.9%, Dasyproctidae 11.7%, Didelphidae 11.4%, Felidae 10%, Mustelidae 9.2% Dasypodidae 8.9% (tabla 5).

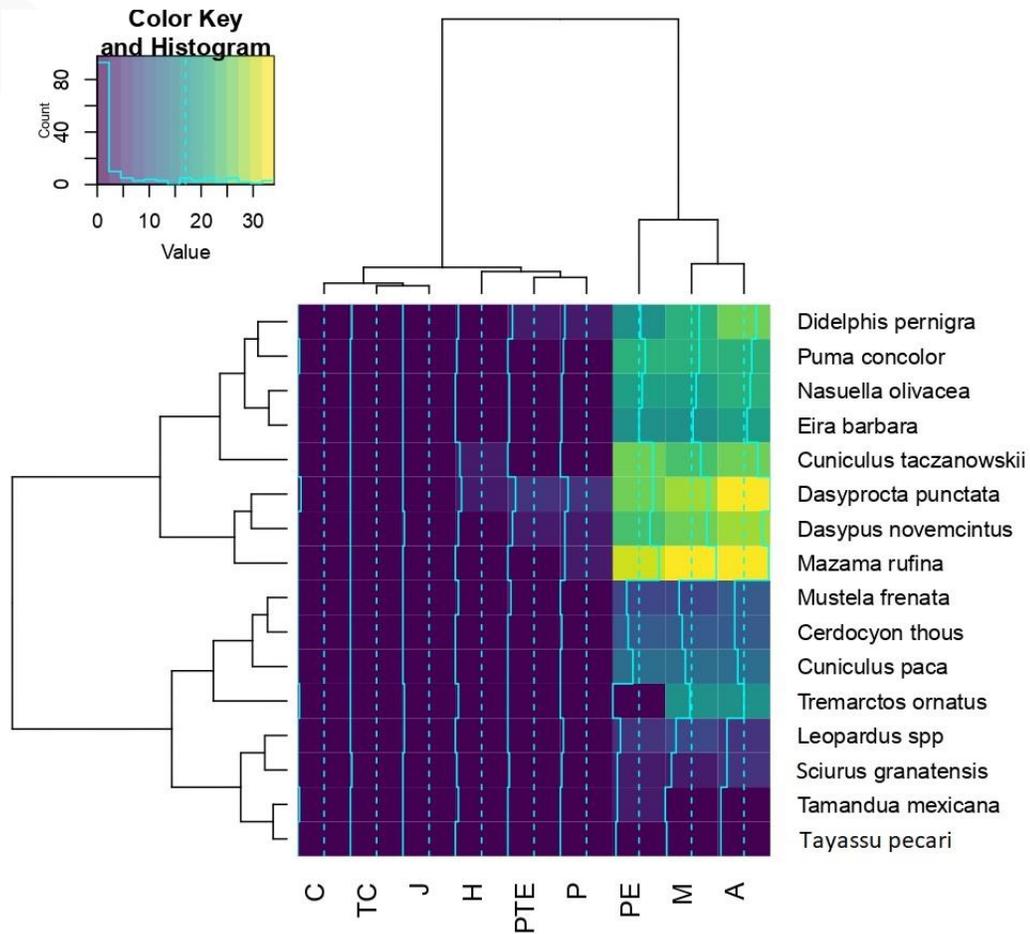
A continuación, se resaltan las especies que obtuvieron el mayor número de individuos cazados. Se encontró a *Mazama rufina*, tuvo el mayor porcentaje (13,9%, n:50), *Dasyprocta punctata* (11,7%, n:42), *Didelphis pernigra* (11,4%, n: 41), *Cuniculus taczanowskii* (9,2%, n: 33), *Dasypus novemcinctus* (8,9%, n: 32) *Puma concolor* (8,1%, n: 29) y *Tremarctos ornatus* que tuvo una representatividad del (7,2 % n: 26) individuos cazados. Asimismo, *Nasuella olivacea* (7,0%, n:25), *Eira barbara* (5,6%, n: 20), *Cuniculus paca* (4,7%, n:17), *Mustela frenata* (3,6%, n: 13), *Cerdocyon thous* (3,1%, n: 11) (tabla 5).

Los principales patrones de caza que se determinaron fueron de subsistencia (71,2%) y conflicto (19,6%) los cuales registraron el mayor el número de especies de mamíferos cazadas (14 y 8) respectivamente (tabla 5, figura 10). Seguido por la caza deportiva (3,2%), subsistencia y conflicto (2,1%) y subsistencia y tradición (3,9%). En cuanto a los métodos de caza, el uso de solo perros y armas fuego son los métodos más utilizados (93,7%) y otros elementos como trampas y caucheras combinados con los métodos anteriores, representan el (6,3%). Estas poblaciones según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, están disminuyendo por diferentes amenazas, entre esas el uso local como presas (figura 10).

Del análisis de disimilitud de Bray-Curtis y mapa de calor se muestran las relaciones por medio de valores que están entre 0 y más de 1 sobre las diferencias entre los patrones de caza. Los valores de cero indican que las especies no se relacionan con algún tipo de caza o preferencia. (figura 10).



*Figura 9.* Relaciones entre los patrones de caza y especies dentro del área protegida. Caza de subsistencia (S), Caza en conflicto (C), Caza conflicto y subsistencia (SC) y Caza subsistencia, conflicto y tradición (SCT), Caza deportiva (D), Caza subsistencia y deporte (SD), Caza de conflicto y deporte (CD), Caza de subsistencia y tradición.



*Figura 10.* Relaciones entre la percepción general en las preferencias de caza sobre las especies dentro del área protegida. Adulto (A), Macho (M), Uso de perros y escopetas (PE), Perros (P), Perros, trampas y escopeta (PTE), Hembra (H), Juvenil (J), Tramperos y Caucheras (TC) y Crías (C).

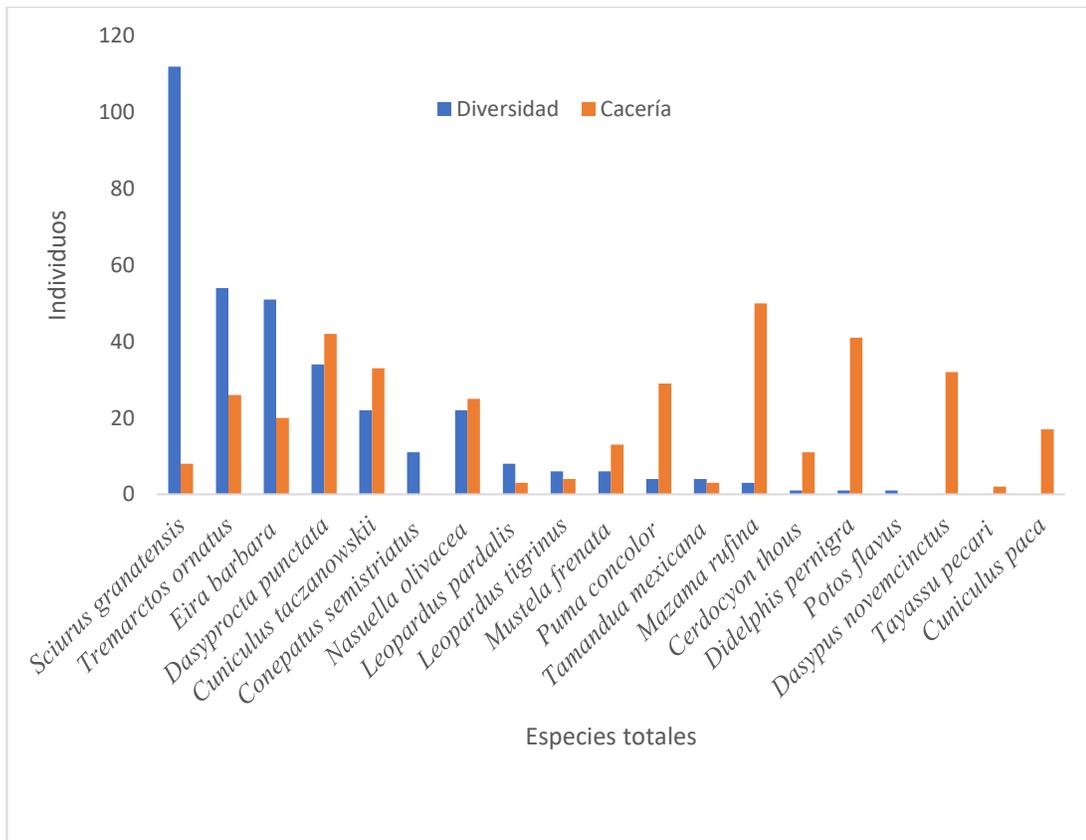
De las respuestas proporcionadas por los cazadores encuestados se resaltan ciertas preferencias a la hora de cazar. El método más común, por parte de los cazadores se inclina al uso de perros y de armas de fuego (93,7%). La preferencia en cuanto a las edades de las presas, se destacan las especies adultas (97,2 %) sobre las crías o juveniles. Sin embargo, por la cacería indiscriminada no se logran identificar y caen estas especies.

En cuanto al sexo de la presa, en este estudio los machos son los más seleccionados por esta práctica (89,1 %) sobre las hembras (6,7%), sin embargo, en ciertas ocasiones no lograban reconocer el sexo de las especies (4,2 %) al hacer de manera aleatoria la caza. Las especies cazadas eran principalmente usadas como alimento (88,8 %) y para uso medicinal (3,25%), también en las encuestas de hubo un 6% que no dio respuesta.

**Tabla 6.** Relación de la biomasa extraída de acuerdo al número de individuos que se cazan y la biomasa extraída por cazador por medio de las entrevistas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

<b>familia</b>	<b>Especie</b>	<b>N</b>	<b>Kg totales</b>	<b>Kg/cazador</b>
<b>Cuniculidae</b>	<i>Cuniculus taczanowskii</i>	33	215	<b>26/8,3</b>
	<i>Cuniculus paca</i>	17	153	8/19,1
<b>Sciuridae</b>	<i>Sciurus granatensis</i>	8	2	<b>6/0,41</b>
<b>Dasyproctidae</b>	<i>Dasyprocta punctata</i>	42	168	33/5,09
<b>Felidae</b>	<i>Puma concolor</i>	29	1450	<b>20/72,5</b>
	<i>Leopardus pardalis</i>	3	20	<b>3/6,5</b>
	<i>Leopardus tigrinus</i>	4	10	<b>4/2,5</b>
<b>Ursidae</b>	<i>Tremarctos ornatus</i>	26	4095	16/273
<b>Mustelidae</b>	<i>Eira barbara</i>	20	80	<b>19/4,21</b>
	<i>Mustela frenata</i>	13	3	<b>10/0,26</b>
<b>Procyonidae</b>	<i>Nasua olivacea</i>	25	100	<b>21/4,76</b>
<b>Canidae</b>	<i>Cerdocyon thous</i>	11	72	<b>11/6,5</b>
<b>Myrmecophagidae</b>	<i>Tamandua mexicana</i>	3	13	<b>2/6,45</b>
<b>Cervidae</b>	<i>Mazama rufina</i>	50	625	31/20,16
<b>Tayassuidae</b>	<i>Tayassu pecari</i>	2	65	2/32,5
<b>Didelphidae</b>	<i>Didelphis pernigra</i>	41	53	23/2,31
<b>Dasypodidae</b>	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	32	171	30/5,70
<b>Total</b>		<b>359</b>	<b>7274</b>	<b>580,25</b>

Los resultados respecto a la biomasa extraída para cada una de las especies, de acuerdo con el número de individuos como se muestra en la tabla 6. Las especies que presentan mayor porcentaje de extracción de biomasa en el parque corresponden a las especies de mamíferos de mayor tamaño, mayormente amenazadas; fue el caso de *Tremarctos ornatus* (4095 kg), *Puma concolor* (1450 kg) *Mazama rufina* (625 kg), *Cuniculus taczanowskii* (215 kg), *Dasybus novemcinctus* (171 kg), *Dasyprocta punctata* (168 kg), *Cuniculus paca* (153 kg) y *Nasuella olivacea* (100 kg).



*Figura 11.* Comparación de los individuos extraídos por la cacería y los registrados por el fototrampeo en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

## 6. DISCUSIÓN

### 6.1 Discusión Patrones de Diversidad.

El presente estudio desenlaza al primer acercamiento del ensamblaje (riqueza, abundancia, patrones de actividad y efecto de la cacería) de especies de mamíferos medianos y grandes en el PNR Santurbán-Arboledas. Respecto a la riqueza de especies encontradas por el método de cámaras trampa, estuvo conformada por 5 órdenes, 12 familias, 15 géneros y 16 especies. En ellos tenemos a los grandes y medianos carnívoros, herbívoros y omnívoros. El ensamble determina un total de 19 especies combinando los métodos usados para el muestreo (cámaras trampa y entrevistas semi estructuras relacionadas a la cacería). Se verifico la presencia de estas especies por los recorridos y rastros como, heces fecales, marcas, pelo, huesos y pieles.

La composición del ensamblaje en términos de riqueza es superior a las especies registradas por Echavarría-Becerra (2021) en el PNR Sisavita, que limita al sur y a las especies encontradas por Cáceres Martínez *et al* (2016) en el PNN Tamá, sin combinar los métodos. Estas áreas pertenecen al mismo departamento, y manejaron altitudes similares (1843 a 3445 msnm) como en este estudio. El orden Carnivora se destacó por ser el más representativo en cuanto a riqueza, con un total de 10 especies claves, y el segundo orden fue el Rodentia con 3 especies, pero presento mayor índice de abundancia. De manera particular en numerosos estudios las especies correspondientes a estos ordenes han dominado la composición y estructura para este grupo (Ramírez-Chaves *et al.*, 2021).

Otros estudios realizados para región andina, registraron 10 especies pertenecientes al Orden Carnivora y 4 especies al Orden Rodentia, mediante el uso de cámaras trampa y recorridos por transectos (Vásquez-Palacios *et al.*, 2019) que estuvieron asociados a 11 áreas. A su vez, Ramírez-Chaves *et al.* (2021) reportaron 13 de especies de carnívoros y 6 de roedores para el PNN Selva de Florencia de Caldas, por medio de cámaras trampa y otros métodos complementarios. Asimismo, otros estudios realizados con un rango altitudinal similar entre los 1700-3000, reportado por Gast y Stevenson (2020) en el PNN Cueva de los Guacharos, entre los departamentos de Huila y Caquetá.

La composición de una comunidad y estado de conservación de un área, se puede interpretar por medio de la riqueza de carnívoros, junto con la disponibilidad o abundancia de presas potenciales, por lo tanto, se entiende que una mayor riqueza de estas se debe a encontrar riquezas altas para las especies de carnívoros, que dependen directamente de las abundancias de roedores medianos (Terborgh, 1988; Cardillo *et al.*, 2004). Los carnívoros más abundantes fueron *T. ornatus* registrada entre los 2301-3176, *E. barbara* a 1897-3176 msnm y *N. olivacea* a 2500-3176 msnm. Son especies que se caracterizan por estar en zonas altas y paramunas (Jiménez *et al.*, 2010; Cáceres Martínez *et al.*, 2018) especialistas y representantes del bosque andino, altoandino, niebla y paramo.

Explicar la presencia o ausencia de ciertas especies puede verse afectada por diversos factores bióticos o abióticos, ya sea por los diferentes requerimientos, pisos actitudinales, rango geográfico, metodología (detección imperfecta), demografía, etc. (Lizcano, *et al.*, 2021). Se podría entender también, que aquellas especies más abundantes en el sitio, son especies comunes o centrales, que suelen estar ampliamente distribuidas y

son abundantes dentro del área, y las especies que se distribuyeron de manera menos uniforme (Gibson *et al.*, 2005), se detectaron probablemente porque encontraron mejores requerimientos, de alimento, clima, temperatura y humedad (Alvear y Betancur, 2010).

La composición de la riqueza alcanzada fue cercana a la esperada, aunque los estimadores demuestran una diferencia de 3 especies más que podrían establecerse en el área, que no fueron detectadas por las cámaras en el área de estudio. Respecto a la curva de abundancia de especies, fue significativa, porque los estimadores llegan a valores similares al número de las especies obtenidas. Con la representatividad del 85% considerando un buen primer acercamiento a la diversidad de mamíferos en el área (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012 ). Por otra parte, se destacaron especies menos comunes o que fueron observadas solo una vez en esta área, de las cuales se registró un solo individuo consideradas con baja frecuencia de detección (*P. flavus*, *D. pernigra* y *C. thous*).

Se presume que la escasa presencia de estas especies se debe a que estas suelen encontrarse con mayor frecuencia en rangos de distribución más bajos (Cáceres-Martínez *et al.*, 2018) el cual no fue evaluado en este estudio. También se consideran presas potenciales para los carnívoros mayores, en especial los félidos que tienen un rango de distribución más amplio, lo que las hace más vulnerables y preferibles ante la amenaza por la cacería y por parte de especies domésticas (Koster, 2008; Jax *et al.*, 2015; Zapata-Ríos y Branch, 2016). Se requiere probar con estos métodos y otros complementarios, y ampliar la distribución del muestreo para conocer mejor su distribución geográfica en las zonas aledañas a las interacciones (Sánchez *et al.*, 2004; Norris *et al.*, 2012) y el uso del hábitat fuera del área (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016).

De las especies que presentaron menor abundancia relativa fue *Mazama rufina* (0,9%) y *Puma concolor* (1,2%), especies con baja frecuencia de detección y registros de individuos en el área de estudio. Se consideran especies que tiene baja densidad poblacional, con requerimientos especiales en sus dietas y de amplia distribución geográfica por sus hábitos (Pereira *et al.*, 2012). Se logró detectar rastros de su presencia a través de las heces y marcas (cámaras trampa y registros indirectos), en efecto, estas especies están reportadas dentro de seis especies con algún índice de peligro, según la clasificación de la UICN y en categoría I por el CITES, en estado Vulnerable y Casi amenazadas a nivel nacional, con poblaciones decrecientes (UICN, 2019) presionadas por la cacería y otras amenazas.

Para el caso de *M. rufina* era considerada ausente de la cordillera oriental y no se conocía bien su distribución en el norte (Lizcano y Álvarez, 2008 ). Sin embargo, nuestros registros presentan a esta especie sobre la cordillera nororiental entre los 2437 y 2630 msnm en áreas de bosque andino y páramo. En otros registros del mismo departamento la especie se encontró a una altura entre 2600 y 2700 en el PNR Sisavita (Echavarría-Becerra, 2021). Así mismo se registró *M. rufina* entre 350 y 3450 m, en áreas de bosque tropical y en el páramo del Tamá y el de Santa Isabel (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016) con un porcentaje mayor sobre la abundancia, difiriendo con nuestros resultados, presentando una de las menores, y un mayor número de individuos extraídos por la cacería.

No obstante, la presencia de felinos fue escasa, comparado con otros estudios en los Andes, y aún así, las amenazas hacia el grupo aumentan a una escala global (Pereira *et al.*, 2012; Viscarra M. E. *et al.*, 2022). Preocupa más la situación del estado de conservación de los ejemplares cercanos a nivel de Sudamérica. El puma o león de montaña (*P. concolor*)

es una especie a nivel regional está casi amenazada, al igual que en Venezuela y Perú. En países adentro, como Chile, se encuentra vulnerable, y está legalmente protegida, caso contrario para Uruguay que ya se encuentra extinto, y en el resto de países del sur está en preocupación menor (Pereira *et al.*, 2012). En el estudio se registró bajo todo el gradiente altitudinal desde los 1897 hasta los 3400 msnm en bosque subandino hasta páramo, destacando un bajo porcentaje sobre la abundancia relativa y la presencia de presas en su dieta, se encuentran bajo la presión de la cacería.

Su rol ecológico en los ecosistemas es vital, ya que tienen amplio espectro trófico, abarca desde grandes herbívoros como, venados hasta pequeños roedores, chigüiros, monos aulladores, armadillos oso hormiguero, se alimenta también se insectos, pecaríes, aves pavas de monte, lagartos, peces. Así como, animales domésticos como ovejas o potrillos (Ellen Wang, 2002; Ayala y Wallace, 2008; Pereira *et al.*, 2012; Pacheco *et al.*, 2018). Es así, que radica la importancia en proteger y hacer manejo sostenible de aquellas presas autóctonas, de la cual dependerá en gran medida la conservación y permanencia de este predador superior (Cepeda–Duque, J. C. 2021).

Respecto a los efectos cascadas en la cadena trófica, para uno de los mayores depredadores como lo es el puma, se detectaron especies potenciales que hacen parte de su dieta, una de esas, es la Zarigüeya andina (*D. pernigra*) presentó el menor registro (n:1) considerándose una especie generalista y omnívora, se distribuye ampliamente y cumple diversos roles ecológicos en el sistema (Durant, 2002). Reducen la acumulación de materia animal, contribuyen al reciclado de nutrientes, control de plagas, al igual que los prociénidos, venados y pecaríes contribuyen a la dispersión de hongos terrestres y epífitas,

importantes en la dinámica del bosque húmedo. Habita cerca de cultivos, vertientes de agua o en algunos casos en bosques densos a zonas con actividad humana por la disponibilidad de alimento (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016). La especie se encuentra bajo conflicto humano y es cazada indiscriminadamente, más que todo por daños a sus cultivos, animales de corral y desconocimiento de su rol en el ecosistema.

En cuanto a los carnívoros medianos registrados en el parque se encuentra El Guache de paramo *Nasuella olivacea*, se observó en la mayoría de las veces como una especie gregaria, con más de 3 individuos por detección, pero su abundancia fue baja. Considerándose una presa parcial para grandes carnívoros (*P. concolor*, *T. ornatus* y *Leopardus sp.*) (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016). Esta especie también se reconoce por ser susceptible a la modificación del hábitat, debido a su rango de distribución restringido y requisitos de hábitat estrechos, además del conflicto con los seres humanos por la depredación de pequeños animales domésticos y frecuentes daños a cultivos y su colecta para la obtención de su piel y como mascota (Ramírez-Mejía y Sánchez, 2016; Balaguera-Reina *et al.*, 2009).

Especies de roedores importantes como *Dasyprocta punctata* y *Sciurus granatensis*, presentaron abundancias significativas, cumplen una función ecológica como dispersores de semillas (Beck, 2006), regeneradores de especies maderables, modelamiento y configuración de la estructura vegetal (Painter, 1998; Rumiz *et al.*, 2010), datos similares encontrados por Arcos (2010), mencionan que las abundancias fueron mayores que las mostradas por carnívoros (Galetti *et al.*, 2006). En el caso de las especies de carnívoros, estas han sido reportadas como indicadoras de áreas conservadas, ya que son susceptibles

a mostrar cambios en su riqueza y estructura, no solo por los cambios en el uso de los diferentes elementos del paisaje, sino también al responder a la presencia y abundancia de sus presas naturales (Soulé *et al.*, 1988; Prugh *et al.*, 2009).

Otras especies amenazadas por cacería presentes en la zona de estudio incluyen a *Cuniculus taczanowskii*, que ha sido también afectada por la fragmentación y pérdida de hábitat, a pesar de ser registrada tanto en zonas conservadas como periurbanas (Tirira *et al.*, 2008; Sierra-Giraldo y Escobar-Lasso, 2014). Se ha reportado como especie gregaria, característica de presentarse en bosque altoandino y paramo (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016). Estuvo distribuida ente los 1975-3176 msnm. También particularmente su población está bajo la categoría de casi amenazada, disminuyendo gradualmente su población, es cazadas por su carne y piel.

## **6.2 Discusión Patrones de Actividad.**

El ensamblaje de mamíferos presento una actividad predominantemente diurna y en menor proporción se observó especies que fueron estrictamente nocturnas (tabla 4, figura 7). Sin embargo, el análisis no se pudo completar para todas las especies encontradas, debido a los datos insuficientes, lo que deja vacíos de información importantes para comprender el compartimiento y estado de ciertas especies. Los patrones de actividad son considerados importantes a la hora de comprender la biología y la ecología de las especies, pero estos se pueden ver influenciados por factores bióticos y abióticos (Albanesi *et al.*, 2016). Sin embargo para los patrones que fueron significativos no se encontraron cambios marcados que indicaran una mala percepción de estado de su hábitat.

El primer grupo que exhibió una actividad principalmente diurna como se ha reportado en otros estudios en el departamento con estos patrones, fueron: *S. granatensis*, (Echavarría-Becerra, 2021) y *T. ornatus* en otras zonas del país (Cáceres-Martínez *et al.*, 2016; Ramírez-Mejía y Sánchez, 2016). *D. punctata* destacó un patrón diurno, pero con picos de tendencia crepuscular al igual que lo reportado por Mosquera *et al.* (2014), donde describen un comportamiento con un pico de actividad principalmente crepuscular con actividad después del amanecer y atardecer. De acuerdo a Smythe (1978), el periodo de actividad de este roedor se puede extender cuando el recurso alimenticio es escaso lo que coincide, al manifestar una tendencia de aumento en la densidad del período de actividad en otras horas del día.

En el caso de *E. barbara* exhibió un patrón estrictamente diurno, que coincide con el reporte que realizó Jiménez *et al.* (2010). Otros estudios demarcan resultados con picos más sobresalientes en actividad diurna, sin embargo, en un bajo porcentaje nocturno-crepuscular (González-Maya *et al.*, 2015). Se tiene otros datos de actividad diurna-crepuscular en el PNR Sisavita en el mismo departamento de estudio con un pico de actividad marcado antes y después del amanecer (Echavarría-Becerra, 2021). El patrón en ambos horarios fue un comportamiento que se registró en zonas cercanas a asentamientos humanos (Delgado-V *et al.*, 2011), es posible que se refleje este patrón para evitar tener contacto directo con los humanos y animales domésticos como carnívoros potenciales (Zapata-Ríos y Branch, 2016; Massara *et al.*, 2018). La especie se encuentra en los datos de cacería, pero no llegó a alterar de manera permanente a través del tiempo su patrón de actividad y que fueran significativos en el análisis.

Para los pequeños carnívoros como lo es *N. olivacea* señalada en otros estudios con un patrón de actividad principalmente nocturna (Ramírez-Mejía y Sánchez, 2016) con cierta tendencia crepuscular Cáceres-Martínez *et al.*, 2016; Echavarría-Becerra, 2021). Lo que difiere con nuestros resultados porque destaco un pico de actividad diurna con posibles picos crepusculares. Su análisis no fue significativo a pesar de exhibir una tendencia, es necesario más información para aumentar la comprensión de esta especie particular de la región andina de Colombia, en especial para reevaluar la categoría de amenaza. Es una especie clasificada actualmente en Casi amenazada (NT) (Balaguera-Reina *et al.*, 2009), y designada en prioridad II para su investigación respecto a su ecología, taxonomía y distribución (González-Maya *et al.*, 2011).

Para la especie *C. semistriatus* tenemos patrón principalmente nocturno con mayor actividad antes del amanecer, la actividad predominantemente nocturna lo considera Cheida *et al.* (2011) con inicio de su actividad al anochecer. A pesar de que su patrón diario no fue suficientemente significativo por los pocos registros, la especie exhibe un patrón. *C. taczanowskii* también demostró mayor actividad durante las horas de la noche, al igual que lo reportado por Jiménez *et al.* (2010), Cáceres-Martínez *et al.* (2016), Echavarría-Becerra (2021). A pesar de ser una de las especies de encontrarse altamente presionada por la cacería, no presenta cambios en su patrón, para mantener posiblemente su segregación especial y temporal, evitando la competencia o ser depredado.

Varias especies objetivo fueron detectadas en el muestreo, pero con datos insuficientes para estimar sus patrones de actividad, importantes carnívoros como, *Puma concolor* tuvo actividad nocturna entre las 23:22-2:06 hrs. De *Cerdocyon thous* se obtuvo

un registro nocturno a las 23:40 hrs. *Leopardus pardalis* mostro actividad nocturna y *Leopardus tigrinus* tuvo actividad nocturna-crepuscular. Grandes herbívoros como, *Mazama rufina* destaco actividad diurna-crepuscular. *Mustela frenata* tuvo actividad catemeral. *Potos flavus* tuvo un solo registro a las 19:00 hrs. Tamandua mexicana tuvo actividad nocturna desde las 19:00-4:44 hrs. *Didelphis pernigra* un registro nocturno a las 23:18 hrs.

Para la estimación de los valores superposición de las especies depredadoras frente a sus posibles presas. Se comparo la distribución de sus registros de actividad de dos carnívoros coexistentes claves para observar el coeficiente de solapamiento respecto a las demás especies evaluadas. *E. barbara* y *T. ornatus* demostraron un patrón de actividad diurno, debido a que no son especies potencialmente competidoras y comparten un nicho temporal y ocasionalmente espacial por la repartición y uso de recursos. Teniendo en cuenta que el 96,8% de la dieta de *T. ornatus* corresponde a elementos vegetales y el 6,7 % corresponde a mamíferos, entre los cuales se encuentran: *M. rufina*, *N. olivacea*, *N. nasua*, *D. novemcinctus* (Cáceres *et al.*, 2020).

Los valores de superposición alta de *E. barbara* con *N. olivacea* que es un carnívoro mediano podría ser en respuesta a las presiones causadas en la disponibilidad de alimento al tener un uso similar de recursos, sin embargo, a falta de una segregación de nicho temporal se ha reportado en *N. olivacea* cambios en su dieta o patrones diferenciales de actividad espacial con el fin de reducir la competencia interespecífica (Alves-Costa *et al.*, 2004; Massara *et al.*, 2016).

Posiblemente al no presentar amenazas por depredación directa y la disponibilidad de recursos es lo que les permite correlacionarse, ya que entre estas especies no se tienen reportes directos de depredación (Cáceres *et al.*, 2020). *D. punctata* y *S. granatensis* presentaron valores moderados de superposición ya que estas no comparten los mismos recursos y podrían estar segregando tanto nicho temporal como espacial. Para el caso del patrón de *C. semistriatus*, que mostro superposición moderado-bajo este comportamiento puede ser para evitar la competencia y uso de los mismos recursos y *C. taczanowskii* presento el valor más bajo presentando segregación de nicho temporal.

Para el depredador omnívoro, *T. ornatus* se observa que los carnívoros medianos como *N. olivacea* con valores altos de superposición y moderadas con *C. semistriatus*, estas especies se han encontrado como parte de su dieta, que podrían responder principalmente a la disponibilidad de alimento de acuerdo a sus requerimientos que coincide con el patrón de sus presas (Cáceres *et al.*, 2020). *D. punctata* muestran valores moderados de solapamiento y valores moderados-altos con *S. granatensis*, posiblemente dada por la depredación y uso de estas especies por parte de *T. ornatus* lo cual puede suponer dicha interacción entre estas especies. Los valores de superposición más bajos, fueron representados para *C. taczanowskii* que tiene segregación de nicho temporal, pero no espacial, como un comportamiento de evitación por competencia de recursos ya que no se tiene contemplada como posible presa potencial (Cáceres *et al.*, 2020).

Algunas especies como *D. punctata* y *S. granatensis* se han reportado como presas potenciales para otros felinos del género *Leopardus*, así como roedores medianos, estas especies reportaron principalmente patrón diurno-crepuscular, a pesar de que por falta de

datos no se realizaron análisis de actividad para *L. pardalis*, *L. tigrinus* y *P. concolor*, sin embargo, se evidenció actividad en horas nocturnas-crepusculares. Con esto se podría pensar que pueden mantener su patrón común para evitar directamente el riesgo de depredación por los felinos (Meza *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2006; Booth-Binczik *et al.*, 2014) y estos encontrar disponibilidad de sus presas potenciales. Sin embargo, debe tenerse en cuenta el bajo número de registros y, para tener claridad sobre el cambio en su comportamiento (Blake *et al.*, 2012).

Respecto a la presencia de animales asilvestrados se encontraron en menor proporción, pero estudios previos han señalado que la presencia de estos implica o conllevan a las especies a cambiar sus patrones y hacerlos más predominantemente nocturnos, (Zapata-Ríos y Branch, 2016), por tal razón, las especies ferales son una gran amenaza, si estas no se controlan, llegaría a afectar las interacciones de las especies silvestres (Zapata-Ríos y Branch, 2016). Estimaciones de ocupación más precisas podrían arrojar más luz sobre estos patrones en el área, especialmente para especies más amenazadas, como *M. Rufina* y *P. concolor* (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2013).

Los patrones brindan una aproximación a las posibles tendencias de comportamiento y la ocupación dentro del hábitat. La deficiencia de datos no permite ver su comportamiento frente a otras especies competidores, o que su defecto de las presas potenciales. Dicho esto, las especies que no se analizaron se encuentran también presionadas por la cacería en el área de estudio.

### 6.3 Discusión Efecto de la Cacería.

Para el PNR Santurbán-Arboledas se reportaron 19 especies de mamíferos medianos y grandes por medio de los diferentes métodos aplicados, de las cuales 17 (89,5%) se encuentran bajo la presión de la cacería. De las especies registradas, 7 están bajo algún grado de amenaza, según la clasificación de la UICN, se encuentran en categoría Vulnerable (VU); *T. ornatus*, *M. rufina*, *L. tigrinus*, *T. pecari*, en Casi amenazadas (NT); *N. olivacea* y *C. taczanowskii* (UICN, 2019). A nivel nacional (NT) *P. concolor*, catalogadas también en el apéndice I del CITES (Tabla 3).

Contribuyendo al primer estudio realizado para el área protegida y sus zonas aledañas, con datos significativos sobre los posibles efectos de la actividad cinegética sobre las especies de mamíferos mediante las diferentes interacciones sobre la diversidad y patrones de actividad. Que permite hacer un llamado y exhibir las amenazas para este grupo de especial importancia, con el fin de tomar medidas oportunas para los planes de conservación en el área y proteger la conectividad entre los demás parques protegidos.

Los resultados demuestran en aspectos de diversidad y riqueza, una composición igual de las especies registradas a las que están siendo cazadas, datos similares se encontraron en el PNN Tamá (Cáceres Martínez *et al.* 2018). Sin embargo, se observó un número menor de individuos por medio del fototrampeo y un mayor número de individuos totales extraídos por la práctica de la cacería. Teniendo en cuenta, que la cacería representa una de las grandes amenazas a las especies de mayor tamaño y el uso diferencial de sus presas potenciales, porque crean un desequilibrio en las poblaciones y los roles en el

ecosistema, con esto motivar a acciones inmediatas y contundentes (Cáceres Martínez *et al.*, 2018) ya que, las especies no solo son afectadas por esta presión (CORPONOR, 2015).

El orden Carnivora es uno de los más representativos en los estudios, por la abundancia, por su riqueza, por el efecto control sobre otros pequeños mamíferos y por presentar mayor forma de aprovechamiento para las comunidades (Gonzales, 2003; Rumiz *et al.*, 2010; Ramírez-Chaves *et al.*, 2021). Sin embargo, también es uno de los grupos más afectados por las actividades antrópicas, que impulsan a la pérdida de especies claves en el ecosistema (Naranjo *et al.*, 2010; Dirzo *et al.*, 2014; Ayala *et al.*, 2020). Como lo muestra nuestros resultados tiene alta riqueza, pero la mayoría de las especies presentaron baja abundancia relativa comparado con otros estudios cercanos a la zona (Cáceres Martínez *et al.*, 2016; Echavarría-Becerra, J. K. 2021) es el orden que encabeza el mayor número de especies amenazadas con el mayor número de individuos extraídos.

Respecto a los patrones de caza más comunes, registrados en este estudio son similares a los reportados por Cáceres Martínez *et al.*, (2019) y Cuesta-Ríos E. Y. (2007) para los mamíferos más utilizados. Siendo la cacería de subsistencia y de conflicto los más aprovechadas en la comunidad de estudio. Según los métodos más utilizados en la actividad de la cacería, se resalta una preferencia por el acompañamiento de perros y el uso de armas de fuego (93,7%) a la hora de emboscar a sus presas. Patrones comunes encontrados también en otros estudios (Racero-Casarrubia y González-Maya, 2014).

Las especies cazadas eran principalmente usadas como fuente de proteína y para uso medicinal. En el caso de *M. rufina*, *P. concolor* y *N. olivacea* usaban las patas específicamente y la grasa de los mismos para realizar remedios que tratan o curan, según

ellos los dolores y afecciones respiratorias. También algunos cazadores guardaban alguna parte del animal (e.g. garras, colmillos, cráneo, y patas) como forma de trofeo, es el caso del *P. concolor* y *T. ornatus*. Otros animales cazados se utilizan principalmente como ornamento (*Nasuella olivacea*) y para labores domésticas, por ejemplo, las coráceas de *Dasypus novemcinctus* que los usaban para recolectar las semillas de café, el secado, y transformados como platos o recipientes (Anexo 3).

En otros casos aprovechaban las pieles de los animales para realizar colchas, tapetes o los colocaban de adornos, especies como, *T. mexicana*, *M. rufina*, *T. ornatus*, *S. granatensis*, *N. olivacea*, *C. taczanowskii*, *E. barbara*, *M. frenata*, *Leopardus spp.*, *D. pernigra*, *D. punctata*, *C. paca*. Lo anterior coincide con los patrones de uso y aprovechamiento de las especies en el estudio de Cuesta-Ríos E. Y. (2007), difiriendo en el uso representativo en la caza por comercio, estos valores fueron bajos en nuestro estudio, quizá por miedo a las consecuencias de revelar esta información. En total se registraron 7 patrones de cacería y se destacan en el presente estudio la caza por subsistencia (71,2%) y de conflicto (19,6%) (figura 9).

Asimismo, frente a otras presiones sobre las especies en el área, se presenciaron directamente otras amenazas, como; la contaminación, la deforestación, la ganadería, extracción de leña, cultivos, extensión del sector agrícola, la presencia de asilvestrados tanto dentro del parque como en su área de amortiguamiento (Anexo 4). Lo que agudiza los efectos y la presión sobre las poblaciones de fauna silvestre, según lo reportado, es producto de la pérdida en extensión de áreas protegidas y las condiciones aptas para la dinámica de los ecosistemas, podría provocar cambios en la estructura de las comunidades

de vertebrados y podría generar extinciones locales a mediano o largo plazo (De Souza-Mazurek *et al.*, 2000; Peres, 2000).

En cuanto a la preferencia en edades se destacó en el estudio, en especies como *E. barbara*, *D. punctata*, *T. ornatus*, *N. olivacea* que fueron registradas en cámara trampa como especies gregarias. Por su parte en las encuestas se reportaron 5 especies hembras que fueron cazadas con sus crías; *T. ornatus*, *P. concolor*, *T. mexicana*, *D. punctata* y *D. pernigra*. Además de ser especies en algún grado de amenaza y con alto porcentaje de extracción por la cacería. Con la práctica puede recaer consecuencias sobre la disminución de la probabilidad de persistencia en especies que son cazadas antes de llegar a su etapa reproductiva o justo son cazadas cuando están buscando pareja, afectando directamente el éxito reproductivo (Torres, 2006). También en la viabilidad de las poblaciones a gran escala, cuándo se extraen principalmente hembras con crías antes de llegar a su edad reproductiva aislando genéticamente las poblaciones (García-Rangel, 2012).

La selección del sexo de las presas resultaba ser un proceso difícil, y en algunas ocasiones los cazadores aseguraban que preferían cazar machos por el gran tamaño y mejor aprovechamiento por el contenido proteico, y uso de las partes a diferencia de las hembras. Pero en las salidas de caza, el uso deliberado de los perros como herramienta principal, se capturaban indiscriminadamente a las presas, sin saber si eran hembras con sus crías o en estado juvenil. La mayoría de los mamíferos de talla más grande tiene un tiempo de copula cada uno o dos años, y las crías duran aproximadamente entre 15 a 24 meses con la madre (Pereira *et al.*, 2012; Figueroa *et al.*, 2013). Sin embargo, las poblaciones se limitan a reproducirse e interactuar correctamente, por las áreas altamente fragmentadas, parches de

bosque pequeños que impiden la conectividad entre los ecosistemas (Castellanos *et al.*, 2005).

En este sentido, algunos propietarios de las fincas reportaron que los animales ferales a su disposición salían libremente por el bosque con la oportunidad de cazar, luego del recorrido llegaban con alguna presa (*Didelphis pernigra.*). Asimismo, los usaban frecuentemente para acorrallar (*P. concolor*, *Leopardus spp.*) y disparar sin discriminación (hembra *T. ornatus*). Estudios resaltan que la presencia de especies ferales y el uso indiscriminado de armas o elementos de trampa, y preferencias sexo, son consideradas practicas peligrosas en las áreas naturales (Arias-Alzate *et al.*, 2009). Y la continuidad la caza deliberada, no es sostenible a largo plazo y se convierte en una gran amenaza para la conservación de las especies (Pacheco *et al.*, 2018; Chacón y Gonzáles-Maya, 2013; Martínez-Polanco y Montenegro, 2015). Por lo tanto, el seguimiento y control de las tendencias de armas y perros de caza dentro y fuera del parque puede considerarse una medida importante para prevenir la caza dentro del área (Cáceres Martínez *et al.*, 2019).

De las especies más vulnerables por su estado de conservación a nivel nacional y clasificada por la UICN y por el CITES en el apéndice I, producto del conflicto que lleva de años atrás con la cacería indiscriminada de subsistencia y conflicto humano-oso y otras amenazas. Es el Oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el estudio se registraron 26 individuos extraídos, según lo reportado por García-Rangel (2012); Márquez y Goldstein (2014) y Figueroa (2015) se demuestra que la cacería tiene un efecto negativo y catalizador en la biodiversidad, de manera significativa sobre los cambios en la estructura y densidad poblacional. Evidenciaron también el aumento en la probabilidad de extinción y

disminución en la probabilidad de persistencia, como la tasa de crecimiento, donde el oso dejó de ser viable en un periodo de 100 años bajo otros escenarios de presión como; la endogamia, fragmentación, sequia, y conflictos por cacería (Maldonado, W. C. 2016).

Es necesario recalcar que *T. ornatus* es una de las especies más representativas y emblemáticas para los ecosistemas, por sus características ecológicas y sus funciones ecológicas (Ruiz-García *et al.*, 2020). Sin embargo, la cacería al Oso andino es una de sus principales y mayores amenazas (Figueroa *et al.*, 2013; Vela Vargas *et al.*, 2021). Los conflictos con hombre se incrementan cada vez más, debido al crecimiento de las comunidades y la invasión de las mismas áreas naturales. Y para encontrar mayor disponibilidad de los recursos, se desplazan hacia las zonas de cultivo y pastoreo resultando ser llamativas para ellos (Peyton *et al.*, 1998). El oso de Anteojos por su gran tamaño requiere de gran disponibilidad de alimento, y áreas de extensión para su reproducción, por esto, la búsqueda del mismo lo lleva a desplazarse a zonas de perturbación o cercana asentamientos (Castellanos *et al.*, 2005).

La presencia de la caza tradicional y la caza deportiva se dieron en menor medida, pero contribuyen a la reducción de especies que se encuentran bajo este patrón de caza. En especial las especies reportadas Vulnerables (VU); oncilla (*L. tigrinus*), en preocupación menor (LC); ocelote (*L. pardalis*), y en estado de Casi amenazado (NT) a nivel nacional, el puma (*Puma concolor*) resultaron seleccionadas por estos tipos de caza, de manera frecuente. Para este último, se evidencio una alta extracción de individuos con más de 29 cazados, a diferencia de los que fueron registrados por fototrampeo y excretas (4).

En la zona no se documentaron otros patrones de caza como el de rituales o de comercio, posiblemente cierta información fue omitida por miedo. Así como por esta misma razón no se encontró mayor evidencia (anexo 3) de las especies cazadas, la mayoría informo que las partes que tenían a su disposición de las presas, las quemaron por el miedo a tener repercusiones por parte de las corporaciones y autoridades correspondientes.

Para otra parte, de las especies características por estar amenazadas en estado Vulnerable (VU) y que son presionadas por el aprovechamiento entre las comunidades, está un importante herbívoro; Venado de paramo (*Mazama rufina*). La especie mostro un alto índice de cacería ocupando el primer lugar en lista con el mayor número de individuos utilizados (n:50), datos altamente preocupantes, ya que en el registro con cámaras trampa, fue una de las especies con menor frecuencia detección con (n:4) individuos en el muestreo, comparando con los resultados de Echavarría-Becerra, J. K. (2021) que obtuvo 22 registros. Bajo la cacería de subsistencia, deporte, medicina y tradición. Usada como alimento y medicina (Grasa, piel y carne) su extracción recae de manera importante en la cadena trófica (Pereira *et al.*, 2012).

El venado es presa potencial para el Puma (*P. concolor*) hipercarnívoro de altos requerimientos, con la necesidad de matar al menos un herbívoro grande (*M. rufina*) cada dos semanas y cada tres días las hembras con cachorros crecidos (Pereira *et al.*, 2012). Exhibió ser el mamífero más cazado en todo el estudio, que conducen también a que las poblaciones disminuyan por el uso local como presas por parte de los pobladores. Especies altamente presionadas y amenazadas por el desarrollo, la agricultura, deforestación perdida de hábitat, caza y captura de las mismas.

Las amenazas que también presentan (*M. rufina* y *P. concolor*), son consecuentes sobre la pérdida y degradación del hábitat, menos presas disponibles y mayor vulnerabilidad a la presencia humana. La supervivencia de felinos depende estrechamente de la conservación de grandes porciones de naturaleza (Pereira *et al.*, 2012) y radica la importancia en proteger y hacer manejo sostenible de aquellas presas, de la cual dependerá en gran medida la conservación y permanencia de este felino en especial (Cepeda–Duque, J. C. 2021). Ante la progresiva antropización los felinos se ven involucrados en incluir en su dieta animales domésticos como el ganado, y los de talla mediana o pequeña (*L. pardalis* y *tigrinus*) optan por consumir animales de corral (Pacheco L. F. *et al.*, 2004) aumentando y prolongando los conflictos ante sus requerimientos. Es importante encontrar alternativas o fórmulas de coexistencia entre el hombre, sus linderos y los felinos, con el fin de mejorar la percepción y el aprovechamiento de las mismas especies.

En la última década se han incrementado ataques en las propiedades, en especial a los habitantes cercanos a las áreas protegidas, en algunas de las ocasiones las personas con limitados recursos, mataban para consumir su carne y aprovechar de manera artesanal la piel y darle diferentes usos (Pereira *et al.*, 2012). No solo se le suma la caza de subsistencia sino la deportiva que algunos países autorizada bajo permisos o licencias según sea el requerimiento con bajo control sobre la actividad deliberada. Pero en otros países y en el nuestro se han centrado en realizar normas y leyes que protejan a las especies más amenazadas. Pero no es muy clara a la hora de ejecutarse o aplicarse. En el área se presenciaba este tipo de caza en especies de importante tamaño, según los datos históricos un grupo grande de personas se reunían una vez cada dos semanas para ir a cazar, extraer y usar la fauna silvestre.

Una especie particular reportada por las encuestas fue *Tayassu pecari* es considerada una especie en peligro de extinción y la disminución de su población es causal cuando aumenta la cacería (Altrichter y Almeida, 2002). La reducción de las poblaciones de pecaríes tiene consecuencias importantes en la ecología del bosque, por la importancia de estos animales como dispersores y depredadores de semillas (Rumiz *et al.*, 2010) por otra parte *C. taczanowskii* se encuentra catalogada Casi amenazada (NT) considerada una especie de tierras altas mientras, se reportó una importante extracción de individuos (n:33) al igual que *C. paca* (n:17) una especie de tierras bajas (Rumiz *et al.*, 2010), que solo se registró por las encuestas. Son especies muy atractivas por los cazadores por el uso potencial de su carne, piel y extremidades, causa registrada también por Cáceres Martínez *et al.* (2019), por medio de la cacería de subsistencia, comercio y medicina como lo menciona Jiménez *et al.* (2003).

De la misma manera, *D. punctata* y *D. pernigra* se encuentran expuestas a la presión por cacería, ocuparon la segunda y tercera posición de las especies con mayor número de individuos cazados (n:42) y (n:41) respectivamente, especialmente por parte de especies domésticas (Koster, 2008; Jax *et al.*, 2015; Zapata-Ríos y Branch, 2016). En nuestros estudios se encontraron afectadas especialmente por la cacería de conflicto y subsistencia por parte de las especies invasoras o domésticas, y por la invasión hacia los cultivos (café, maíz, plátano, mora) y hacia los corrales. Conflictos similares encontrados por Jiménez *et al.* (2003) usadas posteriormente para alimento, comercio y zoocriaderos y como tradición y subsistencia, por su piel y carne (Cáceres Martínez *et al.*, 2019).

Un patrón destacado en la pérdida de biodiversidad (defaunación y deforestación) es que ocurre en mayor proporción en los bosques remanentes (Watson *et al.*, 2018) y afecta particularmente a los vertebrados especies de mayor tamaño (Dirzo *et al.*, 2014), como se muestran en nuestros resultados, porque son objetivo fácil para ser usadas como alimento y son altamente vulnerables por su ecológica y demografía (Peres y Palacios, 2007; Vidal, 2013). Comparado con las poblaciones de menor tamaño, la proporción diferencial conlleva a alteración de las comunidades de depredadores (frecuentemente especies de cuerpo mediano/grande) y aventaja a (especies de cuerpo más pequeño), lo que genera un patrón general de reducción del tamaño de la comunidad animal (Young *et al.*, 2016).

Cabe recalcar, que los efectos de la cacería podrían ser diferenciales en todo el parque según sean las preferencias o necesidad de cada cazador, y es por esto que existe la posibilidad de que algunas especies tengan mayor presión que otras. Junto con los registros y las entrevistas realizadas a los pobladores, reportan datos anecdóticos, sobre la alta demanda que hubo en la práctica de la cacería y la continuidad en la actualidad de la actividad cinegética en el área protegida y sus zonas de amortiguación.

Los pobladores más cercanos al área expresan que gracias al cambio de dueños de las propiedades cercanas, lograron con la concientización, limitar el paso a personas, con intenciones de cazar. Argumentaban que la región se presenciaba una marcada disminución en la frecuencia de captura, debían invertir más tiempo y espacio en la búsqueda y en términos de abundancia se reflejaba que las especies con los años era cada vez menor. Y cada vez era menos común presenciar especies silvestres, disminuyendo las salidas de caza.

En el presente estudio, los entrevistados señalaron que el principal motivo por el que cazaban era para obtener una fuente proteica para el consumo, mejor conocida como cacería de subsistencia. Seguida por la cacería de conflicto generado por daños a cultivos, animales domésticos y ganado. Esta actividad se daba en zonas aledañas a la zona protegida y dentro del parque natural. Un primer paso es incorporar esta información en la gestión de planes de acción del parque. Con el fin de cambiar la percepción que tienen las comunidades sobre la biodiversidad y el medio ambiente. Para una conservación más sostenible, es importante incluirlos en estos procesos de manejo y conservación, ya que, comunidades rurales tienen un papel importante y puede convertirse en un factor clave en las acciones de preservación para la biodiversidad en la región.

Si bien los resultados que se presentaron se basan en aproximaciones, se alcanza a exhibir una tendencia, y en algunos casos podrían estar sesgadas por diferentes factores, como el temor de los campesinos a dar información sobre la cacería ilegal de una especie. Sin embargo, estas respuestas nos brindan su percepción y un alcance de cómo se producen estas interacciones en la zona de estudio. Esta recopilación podrá servir como una herramienta de trabajo inicial para establecer propuestas de mitigación acorde con la localidad y los pobladores. Y así mejorar el conocimiento de estas amenazas, generar acciones concretas de gestión en la región. Desde el posible control de especies asilvestradas dentro del área, las prácticas deliberadas, mejor uso del suelo, y el alcance de protección a las especies más vulnerables para ser usadas como modelos de protección de toda el área.

El éxito de las estrategias de prevención, manejo y control de estas amenazas dependerá de la inclusión y participación de las comunidades para promover el conocimiento, el manejo y conservación de una de las regiones más biodiversas del norte de Colombia. A pesar de que la cacería furtiva se convierte en un problema difícil de detectar, por medio del monitoreo, estudios poblacionales y educación ambiental sentido de pertenencia se puede debilitar, disminuir y agotar la actividad cinegética. Muchas veces la cacería empezó como un tipo de tradición para obtener el recurso proteico o para controlar los conflictos generados. Se hace necesario seguir protegiendo las 19 especies reportadas a través del monitoreo y la investigación aplicada en el área de estudio en la gestión de planes de manejo y planificación de actividades o iniciativas liderada por las CAR y los entes gubernamentales junto con los pobladores del área protegida PNR Santurbán-Arboledas.

Con esto se hace necesario incrementar y documentar más sobre las demás áreas protegidas en el departamento, en aspectos de diversidad (Arias-Alzate *et al.*, 2012, Solari *et al.*, 2013; Roncancio-Duque y Vélez-Vanegas, 2019). Los efectos sobre las especies deben ser mejor evaluados frente a otras amenazadas y comparar por medio de modelos de ocupación corredores posiblemente existentes para la región (MacKenzie *et al.*, 2006). Así mismo con los datos ya obtenidos, definir figuras de protección para el área de estudio, con la presencia de especies que se comportan como especies paraguas, que son puente, para la protección de los ecosistemas y otras especies. Así mismo, ampliar los estudios a las zonas de las periferias o de amortiguación para vigilar, supervisar y proteger zonas que no se encuentran protegidas, ya que se logró evidenciar movilidad por las mismas especies fuera del área protegida y que las especies usan también como parte de su ecología.

## 7. CONCLUSIONES

- El ensamblaje de mamíferos medianos y grandes del PNR Santurbán-Arboledas mostro una composición significativa con los métodos empleados, presentándose como el primer estudio para el área natural, importante corredor biológico para muchas especies. Así mismo, se reportó un total de 7 especies que se encuentran bajo alguna categoría de amenaza, el grupo de carnívoros fue el más representativo en cuanto a riqueza, pero con bajas abundancias relativas en las especies problema y uno de los más afectados por la cacería en el área de estudio. Según la UICN, bajo categoría (VU); *T. ornatus*, *L. tigrinus* y *M. rufina*, en (NT); *N. olivacea* y *C. taczanowskii*, a nivel nacional; *P. concolor* catalogadas también en el apéndice I por el CITES.
- Los patrones de actividad exhibidos por los mamíferos medianos y grandes del PNR Santurbán-Arboledas fueron en su mayoría diurnos, sin embargo, por datos insuficientes no se analizó otras especies importantes eslabón de la cadena trófica. Sobre todo, no se logró analizar la tendencia de actividad en los depredadores mayores (*P. concolor*) y sus presas potenciales (*M. rufina*, *D. pernigra*) y otras que solo fueron registradas solo por las encuestas de cacería (*T. pecari*, *D. novemcinctus* y *C. paca*). Sin embargo, se analizó el patrón diario de tres de sus presas autóctonas (*C. taczanowskii*, *D. punctata* y *N. olivacea*) como consecuencia, la baja disponibilidad de presas potenciales para los depredadores puede generar cambios en la estructura, comportamiento y dinámica de las poblaciones, conduciendo a la extinción local.

- En el parque se refleja una tendencia sobre el alto número de extracción de individuos por parte de la actividad cinegética. Bajas frecuencias en las tasas de captura sobre las especies amenazadas (depredadores y presas potenciales). No solo consecuencia de estar presionadas por la cacería, sino también por la práctica de otras actividades antrópicas que se desarrollan en el área. La cacería se comporta como un impulsor de defaunación no solo por la pérdida de las especies, sino también en la disminución de la abundancia de las poblaciones, y limitar el rango de distribución.
- Las especies presionadas son usadas y aprovechadas por cacería de subsistencia y conflicto mayormente. Efectos que recaen sobre aquellas especies más vulnerables y de mayor tamaño, atractivas para el alimento, medicina y recreación, que requieren intervenciones inmediatas debido al estado de su conservación. La protección de estas dependerá permanencia de las demás especies del ecosistema, que actúan como figuras de protección.
- Con el estudio se logra ampliar el conocimiento sobre las amenazas de los mamíferos medianos y grandes en un área que no se había explorado. Un primer paso es incorporar esta información en la gestión de los planes de acción. Ya que, el desconocimiento de la cacería a nivel general y sobre los factores más relevantes, ponen en peligro a las poblaciones de los grandes depredadores como; *T. ornatus*, *P. concolor* y de presas potenciales como *M. rufina*, *D. Pernigra*, *D. punctata*, *N. olivacea* y *C. taczanowskii* encontradas en el estudio, con altos requerimientos y roles específicos en las áreas protegidas y sus zonas de amortiguación.

## 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahumada, J., Silva, C., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W., Winarni, N. y Andelman, S. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 366, 2703-2711.
- Albanesi, S.A., Jayat, J.P. y Brown A.D. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el pie de monte de Yungas del Noroeste argentino. *Mastozoología Neotropical* 23:335-358.
- Aldana, N.J., Díaz, M., Feijoo, A., Zuñiga, M.C. (2006). Valoración del uso de la fauna silvestre en el municipio de Alcalá, Valle del Cauca. *Scientia et Technica*. 2(31):291-6. Disponible en: <http://revistas.utp.edu.co/index.php/revistaciencia/article/view/6457/3609>.
- Alempijevic, D. (2021). Using local knowledge and camera traps to investigate occurrence and habitat preference of an Endangered primate: the endemic dryas monkey in the Democratic Republic of the Congo. *Oryx* 56:260-267.
- Aliaga-Rossel, E. (2011). The cascading effect of mammal species defaunation on seed and seedling survivorship as a result of hunting. Universidad de Hawaii. 208 p.
- Altrichter, M., Taber, A., Beck, H., Reyna-Hurtado, R., Lizarraga, L., Keuroghlian, A., y Sanderson, E. (2011). Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx*, 46, 87-98.
- Altrichter, M. y Almeida, R. (2002). Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Oryx*, 36 (02), 126–132.

- Altrichter, M., Boaglio, G. y Perovic, P. (2006). The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. *Oryx*, 40: 302-309.
- Altrichter-Cateula, M., Saenz-Mendez, J.C. y Carrillo-Jimenez, E. (1999). Chanchos cariblancos (*Tayassu pecari*) como depredadores y dispersores de semillas en el Parque Nacional Corcovado Costa Rica. *Brenesia*, 52, 33 – 43.
- Alves-Costa, C.P., Da Fonseca, G.A. y Christófaró, C. (2004). Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *J. Mammal.* 85: 478–482.
- Aranda, M., Botello F. y López-de Buen, L. (2012). Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco–Colima, México. *Rev. Mex. Biodiv.* 83: 3.
- Arcos, R.G. (2010). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos en la Cordillera Oriental Yacuambi, en el suroriente ecuatoriano. *Serie Zoológica*, 6(9): 147-161.
- Arias-Alzate, A., Delgado-V, C.A., Navarro, J.F. y González- Maya, J.F. (2015). Presencia de Puma (*Puma concolor*) en un paisaje periurbano al sur del Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Mammalogy Notes* 2:24-28.
- Arias-Alzate, A., González-Maya, J.F. y Viquez-R, L.R. (2012). Conservación de mamíferos del Chocó: distribución, riqueza y representatividad de las áreas protegidas. *Revista de Biodiversidad Neotropical*, 2: 69-80.
- Arias-Alzate, A., Palacio-Vieira, J.A. y Muñoz-Durán, J. (2009). Nuevos registros de distribución y oferta de hábitat de la danta colombiana (*Tapirus terrestris colombianus*) en las tierras bajas del norte de la Cordillera Central (Colombia). *Mastozool Neotrop.* 16(1): 19-26. Disponible en: [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pi-d=S0327-93832009000100002yscript=sci\\_arttextytlng=en](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pi-d=S0327-93832009000100002yscript=sci_arttextytlng=en).

- Arita, H.T. y Figueroa, F. (1999). Geographic patterns of body-mass diversity in mexican mammals. *Oikos*, 85(2): 310. doi:10.2307/3546497.
- Ayala, G. y Wallace R.B. (2008). El jaguar en el Parque Nacional Madidi. Wildlife Conservation Society, La Paz, Bolivia. 26 pp.
- Ayala, G. (2020). Activity patterns of jaguar and puma and their main prey in the Greater Madidi-Tambopata Landscape (Bolivia, Peru). *Mammalia* 85:208-2019.
- Azuara, S. D. (2005). Estimación de abundancia de mamíferos terrestres en un área de la Selva Lacan-dona, Chiapas. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Balaguera-Reina, S.A, Cepeda, A., Zárrate-Charry, D. y González-Maya, J. F. (2009). El estado del conocimiento de Western Mountain Coati (*Nasuella olivacea*) en Colombia, y el grado de ocurrencia en los Andes del Norte. *Conservación de pequeños carnívoros* 41: 35-40.
- Banco de Análisis del Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora [TRAFFIC], (2022). <https://www.traffic.org/about-us/working-with-cites/>.
- Basso, C. y Camargo, G. M y Vieites, C. (2005). Estado actual del marco legal argentino para la caza, producción y comercialización del Lagarto overo (*Tupinambis spp.*). *In Vet.* 7. 147-162.
- Beck, H. (2005). Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. Pp. 77- 115. En: Forget, P.M., J.E. Lambert, P.E. Hulme y S.B. Vander Wall (Eds.). *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Beck, H. (2006). A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87: 519- 530.

- Beisiegel, B. (2009). First camera trap record of bush dogs in the state of São Paulo, Brazil. *Canid News*, 12 (5), 1-5.
- Benchimol, M. (2016). Medium and large - sized mammals. En T. H. Larsen (Ed.), *Core standard methods for rapid biological field assessment* (pp. 37–48). Arlington: Conservation International.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J.A.J., y Huijbregts, M.A. J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356, 180–183.
- Blake, J.G., Mosquera, D., Loiselle, B.A., Swing, K., Guerra, J. y Romo, D. (2012). Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica*, 18: 137–146.
- Boddicker, M., Rodríguez J.J. y Amanzo, J. (2001). Assessment of the large mammals of the lower Urubamba region, Perú. Pg. 183-193 en: Alonso, A.; D. Dallmeier y P. Campbell (eds.), *Urubamba: the Biodiversity of a Peruvian Rainforest*. SI/MAB Series 7.
- Bodmer, R.E. (1991). Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23: 225-261.
- Booth-Binczik, S.D., Bradley, R.D., Thompson, C.W., Bender, L.C., Huntley, J.W., Harvey, J.A., Laack, L.L. y Mays, J.L. (2014). Food habits of ocelots and potential for competition with bobcats in southern Texas. *The Southwestern Naturalist*, 58(4): 403-410. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.4.403>.
- Borge, C. y Herrera, B. (2006). *Análisis de amenazas y oportunidades para la conservación en ACOSA. Informe Técnico No. 3.* (p. 95). San Jose, Costa Rica.

- Boshoff, A. F., y Kerley, L. J. (2002). Potential distributions of the medium- to large-sized mammals in the Cape Floristic Region, based on historical accounts and habitat requirements. *African Zoology*, 36(2): 245–273. doi:10.1080/15627020.2001.11657142.
- Bowkett, R. A. E. F. y Marshall, A. R. (2007). The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46:479-487.
- Branton, M. y Richardson, J.S. (2011). Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. *Conservation Biology*, 25(1): 9-20.
- Burrows-Taylor, E. (2018). The Local France set for controversial reforms to hunting laws. <https://www.thelocal.fr/20180827/france-set-for-controversial-reforms-to-hunting-laws>.
- Butler R.A. (2021). The top 10 most biodiverse countries. Mongabay. Consultado en marzo del 2022.
- Cáceres-Martínez, C.H., Acevedo, A.A. y González-Maya, J.F. (2017). A hundred years later: new record of the rare *Cryptotis tamensis* (Soricidae: Mammalia) from Tamá National Natural Park, Colombia. *Mammalogy Notes*, 4(1): 30-31.
- Cáceres-Martínez, C.H., Montano, L.R.S., Acevedo, A.A., y Gonzalez-Maya, J.F. (2020). Diet of Andean bears in Tamá National Natural Park, Colombia. *Ursus*, 2020 (31e10): 1-11. (28 August 2020). <https://doi.org/10.2192/URSUS-D-18-00006.1>.
- Cáceres, N.C. (2004). Diet of three *Didelphis marsupials* (Mammalia, Didelphimorphia) in southern Brazil. *Mammalian Biology* 69: 430-433.
- Cáceres-Martínez C. H., Acevedo A., Camargo, C. y González-Maya J.F. (2018). El oso andino y otros mamíferos del PNN Tama: una guía ilustrada de los medianos y grandes

mamíferos terrestres y la importancia del monitoreo del oso andino como especie clave. 128 páginas.

- Cáceres-Martínez, C.H., Acevedo-Rincón, A.A. y Sánchez-Montaña, L.R. (2015). Registros de plásticos en la ingesta de *Tremarctos ornatus* (Carnívora: Ursidae) y de *Nasuella olivacea* (Carnívora: Procyonidae) en el Parque Nacional Natural Tamá, Colombia. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3): 839-842.
- Cáceres-Martínez, C. H. y Acevedo, A. (2014). Primer registro fotográfico de *Tremarctos ornatus* (Carnívora: Ursidae) y de *Puma concolor* (Carnívora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Tamá, Norte de Santander, Colombia. *Mammalogy Notes* 1:5-7.
- Cáceres-Martínez, C., Acevedo, A. y Arias-Alzate, A. (2019). Hunting patterns and other threats to the conservation of terrestrial mammals of the Tamá National Natural Park, Colombia.
- Cáceres-Martínez, C.H., Acevedo, A. y González, J.F. (2016). Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tama National Natural Park and buffer zone, Colombia. *THERYA*, 7(2): 285-298.
- Camargo, A. y Mendoza, E. (2016). Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta Oecologica*, 73(1): 45-52.
- Cardillo, M., Purvis, A., Sechrest, W., Gittleman, J.L., Bielby, J., Mace, G.M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biol*, 2: 909–914.
- Carrillo, E., Fuller, T. K., y Saenz, J. C. (2009). Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 563–567.

- Castaño, J. H. y Corrales, J. D. (2010). Mamíferos de la cuenca del río La Miel (Caldas): diversidad y uso cultural. Bol Cient Museo de Historia Natural Universidad de Caldas. 14(1): 56-75. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v14n1/v14n1a03.pdf>.
- Castellanos, A., Altamirano, M. y Tapia, G. (2005). Ecología y comportamiento de osos andinos reintroducidos en la reserva biológica maquipucuna, Ecuador: implicaciones en la conservación. Politécnica, 26 (1) Biología 1-6.
- Comisión para la Cooperación Ambiental [CCA], (2005). El comercio ilegal de flora y fauna silvestres: Perspectiva de América del Norte. Canadá: Comisión de Cooperación Ecológica.
- Comisión para la Cooperación Ambiental [CCA], (2008). Quiénes somos. Canada: Comisión de Cooperación Ecológica. [http://cec.org/who\\_we\\_are/index.cfm?varlan=espanol](http://cec.org/who_we_are/index.cfm?varlan=espanol).
- Ceballos, G. y Oliva, G. (2005). Los mamíferos silvestres de México. CONABIO –UNAM – Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- Ceballos, G., Ehrlich P.R. y Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proc Natl Acad Sci U S A. 2017 Jul 25;114(30): E6089-E6096. doi: 10.1073/pnas.1704949114. Epub 2017 Jul 10. PMID: 28696295; PMCID: PMC5544311.
- Cepeda–Duque, J.C., Gómez–Valencia, B., Alvarez, S., Gutiérrez–Sanabria, D.R. y Lizcano, D. J. (2021). Daily activity pattern of pumas (*Puma concolor*) and their potential prey in a tropical cloud forest of Colombia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 44.2: 267–278, Doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0267>.

- Chacón J.J. y González-Maya J.F. (2013). Noteworthy record of subsistence hunting and meat consumption of jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Colombia. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*. 3(1):1-4. Disponible en: <http://www.revmexmastozoologia.unam.mx/ojs/index.php/rmm/article/view/174/166>.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. y Lysenko, I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets, *Biological sciences*, 360: 443-455.
- Chimney, J; Ducahrtre, P.L.; Edmond-Blanc, F; Luart, L; Sarreaut, O. (1971) “Historia mundial de la caza”. Op. Cit. Pág.24 y ss.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User’s Guide and application.
- Complete, F. (2014). Guide to hunting in France, <http://www.completefrance.com/home/news/guide-to-hunting-in-france-1-3869666>.
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES) (2003).
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES) (1973). C. sobre el C. I. de E. A. de F. y F. S. Texto de la., Usach §.
- Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental (CORPONOR) (2019). PLAN DE MANEJO AMBIENTAL Parque Natural Regional Santurbán-Salazar de las palmas. Plan de Acción 2015-2019.
- Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental (CORPONOR) (2015). PLAN DE MANEJO AMBIENTAL. Propuesta de declaratoria del Parque Natural Regional (PNR) Santurbán-Arboledas.

- Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental (CORPONOR) (2005). PLAN DE MANEJO AMBIENTAL. Propuesta de declaratoria del Parque Natural Regional (PNR) Sisavita.
- Corte Constitucional de Colombia. Sala Plena. Sentencia C-045/2019 (6 febrero). Demanda de inconstitucionalidad al Decreto 2811 de 1974 sobre los Art 248; 252 y 252 y sobre la Ley 84 de 1989 en los artículos 8 y 30.
- Corte Constitucional de Colombia. Sentencia C-041/2017 (1 febrero). Demanda de inconstitucionalidad del parágrafo 3° del artículo 339B del Código Penal.
- Corte Constitucional de Colombia. Sentencia C-666/10 (30 agosto). Demanda de inconstitucionalidad contra el artículo 7° de la ley 84 de 1989.
- Cortez, C. F., Larsen, T. H., Forno, E. y Ledezma, J.C. (2018). Evaluación Biológica Rápida de Chawi Grande, Comunidad Huaylipaya, Zongo, La Paz, Bolivia. RAP Bulletin of Biological Assessment 70. Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Cruz, D. y Gómez J. R. (2011). Aproximación al uso y tráfico de fauna silvestre en Puerto Carreño, Vichada, Colombia. *Ambiente y Desarrollo*. 14(26): 63-95. Disponible en: <http://revistas.javeriana.edu.co/index.php/ambienteydesarrollo/article/view/1094>.
- Cuéllar, R.L., Noss, A.J. y Arambiza, A. (2004). El registro de la cacería como base para el monitoreo y manejo de fauna en Isoso. 16. 29-40. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*.
- Cuesta-Ríos, E.Y., Valencia-Mazo, J. D., Jiménez Ortega, A. M. (2007). Aprovechamiento de los vertebrados terrestres por una comunidad humana en bosques tropicales (Tutunendo, Chocó, Colombia). *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*, ISSN-e 1657-3498, Vol. 26, N° 2, 2007, págs. 37-43.

- De La Ossa, J., De La Ossa-Lacayo, A. (2011). Cacería de subsistencia en San Marcos, Sucre, Colombia. *RECIA*. 3(2): 213-24. Disponible en: <https://revistas.unisucre.edu.co/index.php/recia/article/view/367/409>.
- De La Ossa-Lacayo, A., De La Ossa, J. (2012) b. Índice de valor de uso para fauna silvestre en la región del San Jorge, Mojana sucreña, Colombia. *RECIA*. 4(2): 308-19. Disponible en: <https://revistas.unisucre.edu.co/index.php/recia/article/view/212>.
- De La Ossa-Lacayo, A., De La Ossa, J.V. (2012) a. Utilización de fauna silvestre en el área rural de Caimito, Sucre, Colombia. *RECIA*. 4(1):46-58. Disponible en: <https://revistas>.
- De Souza-Mazurek, R.R., Pedrinho, T., Feliciano, X., Hilário W, Gerônimo S, Marcelo E. (2000). Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodivers Conserv.* 9(5): 579-96. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008999201747>.
- Decreto 1608/1978, de 31 Julio. Por el cual se reglamenta el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente y la Ley 23/1973 en materia de fauna silvestre, Colombia.
- Delgado-V, C.A., Arias-Alzate, A, Botero, S., Sánchez-Londoño. J. D. (2011). Behaviour of the Tayra *Eira barbara* near Medellín, Colombia: preliminary data from a video-capturing survey. *Small Carniv Conservat*, 44: 19-21.
- Lizcano, D. J., Forero, G. *et al.*, (2021). Spatially and temporally explicit PVA for Lowland Tapir in Orinoquia.
- Dirzo, R. y Miranda, A. (1990). Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity? a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.

- Dirzo, R. y Gutiérrez, G. (2006). Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: mamíferos, plantas y sus interacciones.
- Dirzo, R., Broadbent, E.N., Almeyda-Zambrano, A.M., Morales-Barquero, L., Almeyda-Zambrano, S.L., y Quispe-Gil, C.A. (2011). Cacería: una amenaza principal de los ecosistemas de la región Osa-Golfito. , INOGO 1–16.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Nick, J. B. y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*. Vol 345, Issue 6195. pp. 401-406. DOI: 10.1126/science.1251817.
- Dunham, J., Peacock, M., Richard, T., Nielsen, J. y Vineyard, G. (1999). Assessing extinctions risk: Integrating genetic information. *Conservation Ecology* 3:48-53.
- Durant, P. (2002). Notes on white-eared opossum *Didelphis albiventris* Lund, 1840 from Mérida Andes, Venezuela. *Revista de Ecología Latino Americana*, 9: 1-7.
- Echavarría-Becerra, J.K. (2021). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Regional (PNR) Sisavita, Cucutilla, Colombia. [Tesis de pregrado. Universidad de Pamplona].
- Ellen, W. (2002) Dietas de ocelotes (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*) y oncillas (*L. tigrinus*) en la selva tropical atlántica en el sudeste de Brasil, Estudios sobre fauna y medio ambiente neotropical, 37:3, 207-212, DOI: [10.1076/snfe.37.3.207.8564](https://doi.org/10.1076/snfe.37.3.207.8564).
- Emmons, L. (1990). Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide. The University of Chicago Press. Chicago, U.S.A. 281 p.
- Emmons, L.H. y Feer, F. (1997). Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press. Chicago, U. S. A.

- Espinosa, S. y Salvador, J. (2017). Hunters' landscape accessibility and daily activity of ungulates in Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *THERYA*, 8(1): 45 – 52. 2022
- Fernandez-Duran, J., J. (2004). Circular distributions based on nonnegative trigonometric sums. *Biometrics*, 60: 499–503.
- Figueroa, J., M. Stucchi, y R. Rojas-Vera Pinto. (2013). El oso andino (*Tremarctos ornatus*) como especie clave para la conservación del bosque seco del Marañón (Cajamarca– Amazonas, Perú). Cooperación Alemana (GIZ), Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad (AICB). Lima, Perú.
- Figueroa, J. y Stucchi, M. (2009). El oso andino: alcances sobre su historia natural. Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad (AICB). Primera edición. Lima, Perú. 105 pp.
- Figueroa, Y. (2015). Interacciones humano–oso andino *Tremarctos ornatus* en el Perú: consumo de cultivos y depredación de ganado. *THERYA* Vol. 6 (1): 251-278.
- Fleishman, E., Murphy, D.D. y Brussard, P.F. (2000). A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications*, 10(2): 569-579.
- Foster, V.C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A.T.A., Negrões, N., Fonseca, C., Silveira, L. (2013) Patrones de actividad de jaguares y pumas e interacciones depredador-presa en cuatro biomas brasileños. *Biotrópica* 45: 373–379.
- Fragoso, J.M.V. (1994). Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest. Doctoral Thesis. University of Florida, Gainesville, Florida, USA. 210 pp.
- Cuesta, F., Llambi, L.D. Sevink, J. y Bert DeViebre, J. P. (2014). Avances en Investigación para la Conservación en los Páramos Andino. In *Biodiversidad* (1 St, pp. 7–40). Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/263279001>.

- Galetti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimaraes, P.R. y Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151: 141-149.
- García-Rangel, S. (2012). Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. *Mammal Review* 42:85-119.
- Gardner, C.J., Bicknell, J.E., Baldwin-Cantello, W., Struebig, M. J. y Davies Z.G. (2019). Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. *Nat Commun* 10, 4590 <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12539-1>.
- Gast, F. y Stevenson, R.P. (2020). Relative abundances of medium and large mammals in the Cueva de Los Guácharos National Park (Huila, Colombia). *Biota Neotropica*, 20(3): e20160305.
- Gerber, B.D., Karpanty, S.M., Randrianantenaina, J. (2012) Patrones de actividad de carnívoros en las selvas tropicales de Madagascar: implicaciones para la coexistencia de especies. *J Mamífero* 93: 667–676.
- Gibson, D.J., Middleton, B.A., Foster, K., Honu, Y.A.K., Hoyer, E.W., Mathis, M. (2005) Species frequency dynamics in an oldfield succession: effects of disturbance, fertilization and scale. *J Veg Sci*, 16: 415–422.
- González, J. (2003). Patrones generales de caza y pesca en comunidades y asentamientos de colonos aledaños a la reserva comunal Yanesha, Pasco, Perú. En: Manejo y conservación de la fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Memorias del 5° Congreso Internacional de Fauna Silvestre. R. Polanco (ed.). Cartagena: Editorial la Silueta. p. 89-101.

- González-Maya, J., Cepeda, A., Belant, J., Zarrate-Charry, D., Balaguera-Reina, S. y Rodríguez-Bolaños, A. (2011). Research priorities for the small carnivores of Colombia. *Small Carnivore Conservation*. 44. 7-13.
- González-Maya, J., Zarrate-Charry, D., Vela Vargas, I., Jiménez-Alvarado, J. y Gómez-Hoyos, D. (2015). Activity patterns of *Tayra Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects. *Revista Biodiversidad Neotropical*. 5. 96-104. 10.18636/REBIONE02JD20152.
- Hansen, A. y DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17(4), 974-988. <https://doi.org/10.1890/05-1098>.
- Hofstede, R., Calles, J., López, V., Polanco, R., Torres, F., Ulloa, J. y Cerra, M. (2014). *Los páramos andinos. ¿Qué sabemos? Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climático en el ecosistema páramo*. Quito, Ecuador: UICN.
- Hoogesteijn, R., y Hoogesteijn, A. (2005). Manual sobre problemas de depredación causados por grandes felinos en hatos ganaderos. Wildlife Conservation Society. Campo Grande, Brazil.
- Hofstede, R. (2014). *Los páramos andinos ¿Que sabemos? Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climatico*. Quito: UICN.
- Hunter, L. y Barrett, P. (2011). *Carnivores of the world*. Princeton University Press. New Jersey, U. S. A.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAvH]. (2014). Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de

caracterizaciones de biodiversidad.190-191. Retrieved from <http://www.bionica.info/biblioteca/HumboldtAnalisisDatos.pdf>.

- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAVH]. (2002). Caracterización Biológica de la Región de Sisavita, Municipio de Cucutilla, Norte de Santander. Cúcuta, Colombia.
- Isasi, E. (2011). Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en la ecología de la conservación. *INVERCIENCIA*, 36(1): 31-38.
- Jax, E., Marñán, S., RodrÍguez-Ferraro, A., y Isasi-CatalÁ, E. (2015). Habitat use and relative abundance of the Spotted Paca *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766) (Rodentia: Cuniculidae) and the Red-rumped Agouti *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Dasyproctidae) in Guatopo National Park, Venezuela. *Journal of Threatened Taxa*, 7(1): 6739–6749. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o3915.6739-49>.
- Jenks, K.E., Chanteap, P., Damrongchainarong, K., Cutter, P., Cutter, P., Redford, T., Lynam, A.J., Howard, J. y Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses - an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4: 113-131.
- Jimenez-ortega, A.M., Guerrero-Rentería, S., Córdoba, J., Asprilla, J., Beltrán, L.M., Rivas, T.S. *et al.* (2003). Universidad tecnológica del choco “Diego Luis Córdoba” Memorias de X seminario Nacional y IV Internacional de Especies Promisorias. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- Jiménez, C. F., Quintana, H., Pacheco, V., Melton, D., Torrealva, J., y Tello, G. (2010). Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista peruana de Biología* 17: 91-196.

- Jorgenson, J. P. y Sandoval, S. (2005). Andean bear management needs and interactions with humans in Colombia. *Ursus* 16:108–116.
- Juárez-Casillas, L. A. y Varas, C. (2011). Genética evolutiva y molecular de la familia Ursidae: una revisión bibliográfica actualizada. *Therya*: Vol.2(1): 47-65.
- Karanth, K.U., *et al.* (2002). Monitoring tigers and prey: Conservation needs and managerial constraints. Pp.1-8, *in* Monitoring tigers and their prey (Karanth, K. U., and J. D. Nichols, eds.). Centre for Wildlife Studies. Bangalore, India.
- Karanth, K.U. (2004). Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation* 7:285-290.
- Kattan, G., *et al.* (2004). Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38:155–163.
- Kays R., Kranstauber, B., Jansen, P., Carbone, C. y Rowcliffe, M. (2009). Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. In: The 4th IEEE International Workshop on Practical Issues in Building Sensor Network Applications (20–23 October 2009, Zürich, Switzerland. New York, NY, USA: IEEE, pp. 811-818.
- Kays, R. A., Parsons, W., Baker, M.C., Kalies, E.L., Forrester, T., Costello, R. (2017) Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *J App Ecol.* 54: 242-52. doi: 10.1111/1365-2664.12700.
- Knapp, A. (2007). *A Review of the European Union's Import Policies for Hunting Trophies*, European Commissio, Belgium, p. 13. <https://www.traffic.org/site/assets/files/10078/eu-import-policies-for-hunting-trophies.pdf>.

- Koster, J. (2008). The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation*, 35(03): 211.
- Kovach, W.L. (2011) Oriana: estadísticas circulares para Windows. Servicios informáticos de Kovach, Pentraeth.
- Laurance, W.F. (1991). Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biol. Conserv.*, 57, pp. 205-219.
- Lessa, L.G. y da Costa, F.N. (2010). Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian Cerrado reserve. *Mammalian Biology* 75: 10-16.
- Ley 1638/2013, de junio 27. Por medio de la cual se prohíbe el uso de animales silvestres, ya sean nativos o exóticos, en circos fijos e itinerantes, Colombia.
- Ley 1774/2016. por medio de la cual se modifican el código civil, la ley 84 /1989, el código penal, el código de procedimiento penal y se dictan otras disposiciones" Código Penal el Título XI-A. De los artículos 339A y 339B, Colombia.
- Ley 2111/2021, de 29 de julio. Modifica por el artículo 1 de la ley, el Artículo 328 y adiciona el artículo 328B, Colombia.
- Ley 23/1973, de 19 de diciembre. Decreto 2811/1974 del 18 de diciembre. Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente, Colombia. Art. 1; 249; 250;251;252. Del capítulo III; 258 y 259. Del capítulo IV; prohibiciones Art. 265, Colombia.
- Ley 599/2000, de 24 julio. Por la cual se expide el Código Penal." El Congreso de Colombia. En el direccionamiento de Ley 1774/2016 y por medio de la cual se modifican

el Código Civil. La Ley 84/1989, el Código Penal, el Código de Procedimiento Penal y se dictan otras disposiciones. Art. 4°. Funciones de pena. Del Título XI-A del Código Penal. De los delitos contra los recursos naturales y el medio ambiente. Art. 328;328B; 329;330, Colombia.

- Ley 84/1989, de 27 de diciembre. Por la cual se adopta el Estatuto Nacional de Protección de los Animales y se crean unas contravenciones y se regula lo referente a su procedimiento y competencia. Art 1;6, Colombia.
- Ley 99/1993.Decreto 4688/2005, de 21 de diciembre. Por el cual se reglamenta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. La Ley 99/1993 y Ley 611/2000 en materia de caza comercial. Art 2,3 y sus párrafos, Colombia.
- Ley de Conservación de Vida Silvestre N7317/2012, de 10 de diciembre, Costa Rica.
- Ley federal caza /1952, de 5 de enero. Art.16; 18; 19 y 23, México.
- Ley Nacional 22.421/1981 de Conservación de la Fauna Silvestre, Argentina.
- Liliana, T. y Gallina, S. (2010). Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 26(2), 259–277. <https://doi.org/10.21829/azm.2010.262698>.
- Linkie, M. y Ridout, M.S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284: 224–229.
- Linnel, J.D.C., Skogen, K. y Næss, C. (2012). *Hunting for Sustainability, A Summary of Research Findings from Norway*. <http://fp7hunt.net/Portals/HUNT/Reports/Norwegian%20research%20findings.pdf>.

- Lira-Torres, I. y Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(3): 566-585.
- Lira-Torres, I., Briones-Salas, M. y Sánchez-Rojas, G. (2014). Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del Tapir Centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62: 1407-1419.
- Lizcano, D.J. y Alvarez, S.J. (2016). *Mazama rufina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T12914A22165586. [Last accessed: 21 Feb 2021]. doi: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T12914A22165586.en>.
- Lizcano, D.J y Álvarez, S.J. (2008). *Mazama rufina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T12914A3397972. <http://www.iucnredlist.org>, 13 July 2015.
- Lucherini, M, Reppucci, J., Walker, R., Villalba, M., Wurstten, A., Gallardo, G., Iriarte, Villalobos, A. y Perovic, R.P. (2009). Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *J Mamífero* 90:1404–1409.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey L.L. y Hines, J.E. (2005). Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. *Academic Press*, London.
- MacKenzie, D.I, Nichols, J., Royle, J.A, Pollock, K., Bailey, L. y Hines, J. (2006). *Estimación y modelado de ocupación: inferir patrones y dinámicas de ocurrencia de especies* (p. 324). Prensa Académica.

- Maffei, L., Cuéllar, E. y Noss, A.J. (2004). One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco. Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology*, 262: 295–304.
- Maldonado, W.C. (2016). Viabilidad poblacional de *Panthera onca*, *Pteronura brasiliensis* y *Tremarctos ornatus* especies paisaje del parque nacional Bahuaja – Sonene, Perú [Tesis, Universidad Nacional del Altiplano]. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/9586>.
- Malhi, Y., Gardner, T.A., Goldsmith, G.R., Silman, M.R. y Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the Anthropocene *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 39 pp. 125-159.
- Marquez, R. y Goldstein, I. (2014). Guía para el diagnóstico del paisaje de conflicto osogente. Versión 1.0. Wildlife Conservation Society Colombia. Santiago de Cali. pp. 35.
- Martínez-Polanco, M.F., Montenegro, O.L. (2015). La sostenibilidad y el manejo de la caza del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) por cazadores-recolectores del período precerámico de la sabana de Bogotá, en el yacimiento arqueológico de Aguazuque (Colombia). *Caldasia*. 37(1):1-14. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v37n1/v37n1a1.pdf>.
- Martínez-Salas M., López-Arévalo, H.f., Sánchez-Palomino, P. (2016). Cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental de la reserva de biósfera El Tuparro, Vichada (Colombia). *Acta Biol Colomb.* 21(1): 151-66. Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/49882>.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I.A., Piñero, D., Dirzo, R., Sarukhán, J. (2016). Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *PNAS* 113: 5323–5328.

- Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., Bailey, L.L., Doherty, P.F., Barreto, M. de F. y Chiarello, A.G. (2018). Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 92, 86–93. doi: 10.1016/j.mambio.2018.04.009.
- Massara, R.L., Paschoal, A.M.O., Bailey, L.L., Doherty, P.F. y Chiarello, A.G. (2016). Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *J. Mammal.* 97: 1634–1644.
- Mazzolli, M. (2012). Natural recolonization and suburban presence of pumas (*Puma concolor*) in Brazil. *Journal Ecology and Natural Environment* 4:344-362.
- Medellín, R. Azuara, D, Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz., E., Ávila. S. (2006). Censos y Monitoreo. Pp. 25-35 en *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, Alianza WWF, Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Mena, J. L. (2020). Abundance of jaguars and occupancy of medium- and large-sized vertebrates in Transboundary conservation landscape in the northwestern Amazon. *Global Ecology Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020. e01079>.
- Meredith, M. y Ridout, M. (2020). Overview of the overlap package. Accesible en: <https://cran.r-project.org>.
- Meredith, M. y Ridout, M. (2014). Overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns R package versión 0.2.3. Accesible en: <https://cran.r-project.org>.
- Meredith, M. y Ridout, M. (2016). Overview of the overlap package. Accesible en: <https://cran.r-project.org>.

- Meredith, M. y Ridout, M. (2018). Overview of the overlap package. R Project. 1–9.
- Mérida, J. y Cruz, G. (2015). Primer registro del marsupial *Metachirus nudicaudatus* en Honduras (Reserva Biósfera Río Plátano). *Cuadernos de Investigación UNED*, 7, 337-339.
- Mesa-Gutiérrez, M. J. (2017). *Marco penal y administrativo de la caza y responsabilidad civil en derecho español*. UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID.
- Meza, A.V., Meyer, E. M. y González, C.A. L. (2002). Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *American Midland Naturalist*, 148(1): 146-154.
- Michalski, F. y Perez, C. (2005). Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383–396.
- Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martinez, C., Noss, R., Phillips, M. *et al.* (2001). The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species Update*, 18, 202–210.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M.M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59, 373-383.
- Montenegro, O. L., López-Arévalo, H.F., Mora-Beltrán, C., Lizcano, D.J., Serrano, H., Mesa, E. y Bonilla-Sánchez, A. (2019). Tropical Ungulates of Colombia. In *Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America* (pp. 157-195). Springer, Cham.
- Monterroso, P., Alves, P.C. y Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence.

Behavioral Ecology and Sociobiology, 68(9): 1403–1417. <https://doi.org/10.1007/s00265-014-1748-1>.

- Mora, C.D., Tittensor, P., Adl, S., Simpson, A. y Worm, B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean. PLOS Biology, 9: e1001127.
- Morales M., Otero, J. Van der Hammen, T., Torres, A., Cadena, C., Pedraza, C., Rodríguez, N., Franco, C., Betancourth, J.C., Olaya, E., Posada, E. y Cárdenas, L. (2019). Atlas de páramos de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 208 p.
- Moreno, R.S., Kays, R.W. y Samudio, Jr. R. (2006). Competitive release in diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) Decline. *Journal of Mammalogy*: 808-816.
- Mosquera-Muñoz, D.M., Corredor, G., Cardona, P. y Armbrecht, I. (2014). Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de Farallones de Cali. Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas, 18(2): 144-156.
- Naranjo, E.J., López, J.C. y Dirzo, R. (2010). La cacería en México. *Biodiversitas*, 91: 6 - 10.
- Nichols J.D., O’Connell, A.F. y Karanth, K.U. (2011). Camera Traps in Animal Ecology and Conservation: What’s Next. Pp. 253-263, in Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses (O’Connell A.F., J. D. Nichols, and K. U. Karanth, eds.). New York, EE. UU.
- Nichols, J.D. y Karanth, K.U. (2002). Statistical concepts; assessing spatial distribution. Pp. 29-38, in Monitoring tigers and their prey (Karanth K. U., and J. D. Nichols, eds.). Centre for Wildlife Studies. Bangalore, India.

- Nieto, M., Zapata, J. y Ungar, P. (2015). El cuidado de los páramos. Estrategias públicas, privadas y comunitarias. En M. Gómez, L. Moreno, G. Andrade y C. Rueda (eds.), *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto Humboldt.
- Norris, D.J. Ramírez, M., Zacchi, C. y Galetti, M. (2012). A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. *Biota Neotropica* 12:127-133.
- Nuñez-Iturri, G. y Howe, H.F. (2007). Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rain forest in western Amazonia. *Biotropica* 39: 348-354.
- O'brien, T.G. (2008). On the use of automated cameras to estimate species richness for large-and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:179–181.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F. y Wibisono, H.T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-13.
- O'Connell, A. F., Nichols, J.D. y Karanth, K.U. (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer, New York, U.S.A.
- Oduber, J. (2008). Caracterización social, ambiental, económica y legal de la cacería de animales silvestres en el sitio osa: Primer informe de avance (pp. 1–37).
- Ojasti, O. (2000). Manejo de fauna silvestre neotropical (Vol. 144). Washington: SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program. <https://doi.org/10.4067/S0370-41062004000400012>.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R. y O'Hara R.B. (2013). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8. Disponible en:

[https://www.researchgate.net/publication/314115977\\_vegan\\_Community\\_Ecology\\_Package\\_R\\_package\\_version\\_20-8](https://www.researchgate.net/publication/314115977_vegan_Community_Ecology_Package_R_package_version_20-8).

- Organización Internacional de Policía Criminal (Interpol) (2008). *Environmental crime: Wildlife*. Lyon, France. International Police.  
<http://www.interpol.int/Public/EnvironmentalCrime/Wildlife/Default.asp>
- Osbahr K. y Morales, N. (2012). Conocimiento local y usos de la fauna silvestre en el municipio de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca, Colombia). *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica*. 15(1): 187-97. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v15n1/v15n1a20.pdf>.
- Otero, J., Figueroa, A., Muñoz, F. y Peña, M. (2011). Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agro-ecosystems within an Andean paramo area. *Ecological Engineering*, 37(12), 2035- 2043. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.001>.
- Pace, M.L. (2013). Trophic Cascades. *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*.
- Pacheco J.R., Cáceres -Martínez, C.H., Acevedo, A.A., Arias-Alzate, A. y González-Maya, J.F. (2018). Food habits of puma (*Puma concolor*) in the Andean areas and the buffer zone of the Tamá National Natural Park, Colombia. *THERYA*, 9(3).
- Pacheco Torres, V.R., Diaz, S., Graham, A.L.A., Flores-Quispe, M., Calizaya-Mamani, G., Ruelas, D., y Sánchez-Vendizú, P. (2021). Lista actualizada de la diversidad de los mamíferos del Perú y una propuesta para su actualización. *Revista Peruana De Biología*, 28(4), e21019. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28i4.21019>.
- Pacheco, L. F., Lucero, A. y Villca, M. (2004). Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia* 39: 75-83.

- Painter, R.L.E. y Rumiz, D.I. (1999). ¿Por qué son importantes los herbívoros terrestres para los bosques de producción forestal? *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 5: 61-74.
- Painter, R.L.E. (1998). *Gardeners of the forest: plant-animal interactions in a Neotropical Forest ungulate community*. Doctoral Thesis. University of Liverpool, Liverpool, UK. 248 pp.
- Palacios-Mosquera, L., Mena-Rojas, O. P., Sánchez-Lozano, L. E. (2010). Uso tradicional de osos perezosos (*Bradypus variegatus* y *Choloepus hoffmanni*) en seis municipios del departamento del Chocó, Colombia. *Bioetnia*. 7(1): 4-9.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNN] And Wildlife Conservation Society [WCS]. (2018). *Estrategia para la Conservación del Oso Andino en los Parques Nacionales Naturales de Colombia (2016-2031)*. Bogotá D.C.
- Pereira, J. A., April, G. y Cinti, R. (2012). *Felinos de Sudamérica. Una guía de identificación integral*. Manuales de campo. Londaiz Laborde Ediciones. 1ª ed. 104 p; ISBN 978-89728208-1-7. CDD 591.98. Buenos Aires.
- Peres, C.A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*. 14(1): 240-53. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x.
- Peres, C.A. (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates *Conserv. Biol.*, 15, pp. 1490-1505.
- Peres, C.A y Palacios, E. (2007). Efectos de la cosecha de caza en toda la cuenca sobre las densidades de población de vertebrados en los bosques amazónicos: implicaciones para la dispersión de semillas mediada por animales. *Biotrópica* 39, 304–315.

- Pérez, V.I. (1991). “Legislación cinegética en España: Evolución y actualidad”. En *Agricultura y Sociedad* n°58 (enero-marzo). Pág. 174.  
[http://www.magrama.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf\\_ays%2Fa058\\_06.pdf](http://www.magrama.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_ays%2Fa058_06.pdf).
- Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A. (2013). Trends in research on terrestrial species of the order carnivora. *Mastozoología Neotropical* 20:113-121.
- Peyton, B. Yerena, E., Rumiz, D., Jorgenson, J. y Orejuela, J. (1998). Status of wild Andean bears and policies for their management. *Ursus* 10:87–100.
- Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos [PNGIBSE]. (2012). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Bogotá D. C., Colombia. Recuperado de [http://humboldt.org.co/images/pdf/PNGIBSE\\_espa%C3%B1ol\\_web.pdf](http://humboldt.org.co/images/pdf/PNGIBSE_espa%C3%B1ol_web.pdf).
- Portela, R.D.C.Q. y Dirzo, R. (2020). Forest fragmentation and defaunation drive an unusual ecological cascade: Predation release, monkey population outburst and plant demographic collapse. *Biological Conservation*. Vol.252.108852, ISSN 0006-3207.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108852>.  
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320720309101>).
- Pratas-Santiago, L. P., Goncalves, A.L.S., Da Maia Soares, A.M.V. y Espironello, W.R. (2016). The moon cycle effect on the activity patterns of ocelots and their prey. *Journal of Zoology*, 299: 275–283.
- Primack, R.B. y Ros, J. (2002). Biología de la conservación y diversidad biológica. pp. 17-78. En: Primack, R. B., y J. Ros. (eds.). *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel, Barcelona.

- Prugh, L., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S. y Brashares, J.S. (2009). The Rise of the Mesopredator. *BioScience*. 59(9):779–791.
- Púlido, P. y Cáceres-Martínez, C.H. (2020). Genética de la Conservación del Oso Andino en los Parques Nacionales Naturales (PNN) del Subsistema de Áreas Protegidas Andes Orientales de Colombia. Versión 1.2. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15472/ikewik> accessed via GBIF.org on 2021-05-31.
- Putz, F.E., Leigh, Jr. E. G. y Wright, S.J. (1990). The arboreal vegetation on 70-year-old islands in the Panama Canal. *Garden* 14: 18-23.
- R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.r-project.org>.
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Racero-Casarrubia, J. y González-Maya. J.F. (2014). Inventario preliminar y uso de mamíferos silvestres por comunidades campesinas del sector oriental del cerro Murrucucú, municipio de Tierralta, Córdoba, Colombia. *Mammalogy Notes*. 1: 25-28. Disponible en: <http://cort.as/-CZR6>.
- Ramírez, H. E. y Pérez, W. A. (2006). Mamíferos de un fragmento de bosque de roble en el departamento del Cauca-Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas* 11:65-79.

- Ramírez-Chaves, H.E. y Noguera-Urbano, E. A. (2010). Lista preliminar de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana* 11:117-140.
- Ramírez-Chaves, H.E., Noguera-Urbano, E.A. y Rodríguez-Posada, M.E. (2013). Mamíferos (Mammalia) del departamento de Putumayo, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 37:263-286.
- Ramírez-Chaves, H.E., Suárez-Castro, A. F., Morales-Martínez, D. M., Rodríguez-Posada, M. E., Zurc, D., Concha-Osbahr, D. C., Trujillo, A., Noguera-Urbano, E. A., Pantoja-Peña, G. E., González-Maya, J. F., Pérez-Torres, J., Mantilla-Meluk, H., López-Castañeda, C., Velásquez-Valencia, A., Zárrate-Charry, D. (2021). Mamíferos de Colombia. Version 1.12. Sociedad Colombiana de Mastozoología. Checklist dataset <https://doi.org/10.15472/k11> whs accessed via GBIF.org on 2022-09-02.
- Ramírez-Mejía, F. A. y Sanchez, F. (2016). Activity patterns and habitat use of mammals in an Andean Forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. *Associazione Teriologica Italiana*. doi:10.4404/hystrix-27.2-11319.
- Rangel, J. (2000). Colombia diversidad biótica III, la región de vida paramuna. Bogotá D. C., Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Unilibros. <https://doi.org/10.18273/revsal.v49n2-2017006>.
- Redford, K.H. y Feinsinger, P. (2003). The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. Pp. 370-399. En: Reynolds, J., G.M. Mace, K.H.
- Ridout, M.S. y Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14: 322-337.

- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D. y Wirsing, A.J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>.
- Roberge, J.M. y Angelstam, P.E.R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1): 76-85.
- Robinson, J.G. y Bennett, E. (2000). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York.
- Robinson, J.G. y Redford, K.H. (1991). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago, University of Chicago Press.
- Rodríguez-Mahecha, J. V., Alberico, M., Trujillo, F. y Jorgenson, J. (2006). Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales - Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Roemer, G.W., Gompper, M.E. y Valkenburgh, B.V. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *Bioscience* 59: 165-173.
- Roncancio-Duque, N. y Vélez-Vanegas, L.A. (2019). Valores objeto de conservación del subsistema de áreas protegidas de los Andes occidentales, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43: 52-64.
- Rovero, F., y Marshall, A. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Ruiz-García, M., Vásquez, J.Y.A., Restrepo, H., Cáceres-Martínez, C. H. y Shostell, J. M. (2020). The genetic structure of the spectacled bear (*Tremarctos ornatus*; Ursidae,

- Carnivora) in Colombia by means of mitochondrial and microsatellite markers. *Journal of Mammalogy*, 101(4), 1072–1090. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa082>.
- Rumiz, D.I., Wallace, R.B., Gómez, H. y Porcel, Z.R. (2010). Roles ecológicos de los Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia. *Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia*. Ed. 1. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño. (January 2010), 53–73.
  - Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P. y Cadena, A. (2004). Inventario de mamíferos en un bosque de los andes centrales de Colombia. *Caldasia* 26:291-309.
  - Sanderson, J.G. (2004). Protocolo para Monitoreo con Cámaras para Trampeo Fotográfico. Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Initiative. The Center for Applied Biodiversity Science (CABS). Conservación Internacional, USA (12) (PDF) Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. Available from: [https://www.researchgate.net/publication/285589055\\_Abundancia\\_relativa\\_y\\_patrones\\_de\\_actividad\\_de\\_los\\_mamiferos\\_de\\_los\\_Chimalapas\\_Oaxaca\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/285589055_Abundancia_relativa_y_patrones_de_actividad_de_los_mamiferos_de_los_Chimalapas_Oaxaca_Mexico).
  - Schmitz, O.J. (2008). Herbivory from individuals to ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 133-152.
  - Sergio, Caro, F.T., Brown, D. Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J. McHugh, K. y Hiraldo, F. (2008). Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 1-19.
  - Sierra-Giraldo, J.A. y Escobar-Lasso, S. (2014). Field observations on hunting of *Dinomys branickii* and *Cuniculus taczanowskii* (Mammalia: Rodentia) within the Sub- Andean Forest fragments of the Colombian Central Cordillera. *Bioma*, 22: 2.

- Sinclair, A.R.E. (2003). The role of mammals as ecosystem landscapers. *Alces* 39: 161-176.
- Sistema Nacional de Áreas Protegidas [SINAP] (2019). Bogotá, Colombia. Tomada de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/sistema-nacional-de-areas-protegidas-sinap/>.
- Smythe, N. (1978). The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1–52. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.257>.
- Solari, S., Muñoz-Saba, Y., Rodríguez-Mahecha, J.V., Defler, T.R., Chaves, H.E. y Trujillo, F. (2013). Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 20: 301-365.
- Soulé, M.E., Bolger, D.T., Alberts, A.C., Wright, J., Sorice, M. y Hill, S. (1988). Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*. 2:75–91.
- Statistisk, S. (2018). Statistics Norway. <https://www.ssb.no/en/jegerreg#relatert-tabell-1>.  
Actualizado el 8/04/22
- Stoner, K.E., Riba-Hernández, P., Vulinec, K. y Lambert, J.E. (2007). The role of mammals in creating and modifying seed shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica* 39: 316-327
- Terborgh, J. (1988). The big things that run the world-a sequel to E. O. Wilson. *Conserv. Biol.*, 2: 402-403.
- Terborgh, J. (1992). Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283 292.

- Terborgh, J. (2005). The big things that run the world - a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2: 402-403.
- Terborgh, Nuñez-Iturri, J. G., Pitman, N.C.A., Cornejo Valverde, F., Alvarez, P., Swamy, V. Pringle, E.G. y Paine, C.E.T. (2008). Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89: 1 757-1 768.
- Terborgh, López, J.L. Nuñez, P., Rao, V.M. Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D. y Balbas, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1 923-1 926.
- Tirira, D., Boada, C. y Vargas, J. (2008). *Cuniculus taczanowskii*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 23 March 2021.
- Tlapaya, L., y Gallina, S. (2010). Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (N.S.), 26(2), 259–277. <https://doi.org/10.21829/azm.2010.262698>.
- Tobler, M., *et al.*, (2013). High jaguar densities and large population sizes in the core habitat of the southwestern Amazon. *Biological Conservation* 159:375-381.
- Tobler, M.W., Carrillo, S.E., Pitman, R.L. Mares, R. y Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11: 169–178.
- Torres, D.A. (2006). Guía Básica para la Identificación de Señales de Presencia de Oso frontino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes venezolanos. Fundación Andígena. Mérida, Venezuela. 39 pp.

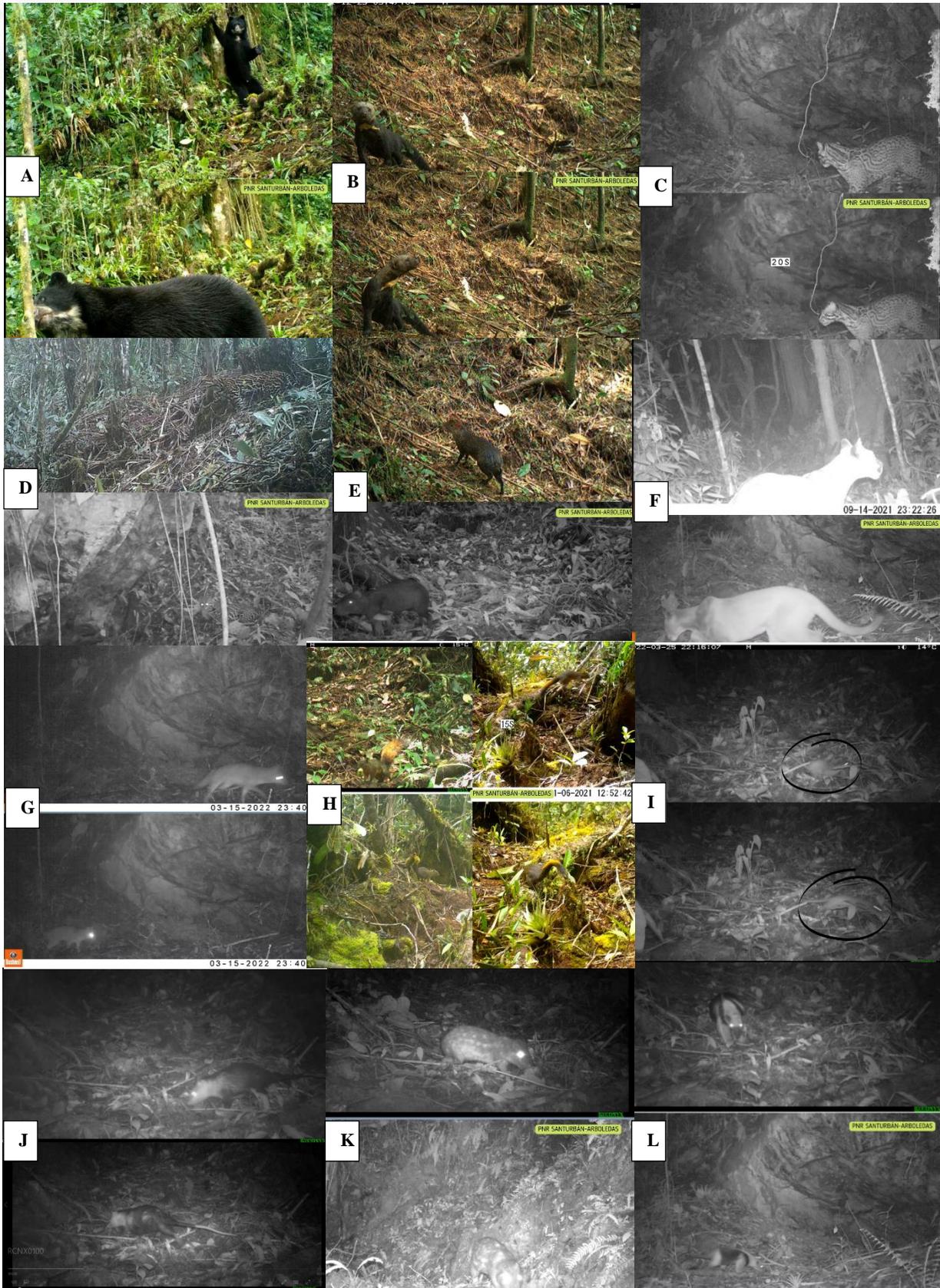
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN] (2020). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- Vásquez-Palacios, S., Chica-Galvis, C. A., Mantilla-Meluk, H., Díaz-Giraldo, V., Botero-Zuluaga, M. y Montilla, S. (2019). Mamíferos en áreas de conservación de la Corporación Autónoma Regional del Quindío, Colombia. *Biota Colombiana*, 20(2).
- Vela Vargas, I. y Jorgenson, J. y González-Maya, J. y Koprowski, J. (2021). *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae). *Mammalian Species*. 53. 78-94. 10.1093/mspecies/seab008.
- Vélez, D.M. (2004). Diagnóstico del uso de fauna silvestre en las veredas mundo nuevo, el Manzano y la Jangada en la Reserva Forestal Protectora de los Ríos Blanco y Negro en el Municipio de la Calera (Cundinamarca, Colombia). *Memorias: Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*; pp. 330-5. Disponible en: <http://cort.as/-CZRC>.
- Vélez-Liendo, X. y García-Rangel, S. (2017). *Tremarctos ornatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017.
- Vergara-Buitrago, P. (2020). Estrategias implementadas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia para conservar los páramos. *Revista De Ciencias Ambientales*, 54(1), 167-176. <https://doi.org/10.15359/rca.54-1.9>.
- Vidal, M.M., Pires, M.M, y Guimarães, P, R, Jr. (2013). Grandes vertebrados como los componentes faltantes de las redes de dispersión de semillas. *Biol. Conservar* 163, 42–48
- Viscarra, M.E., Marcos, G.A., Herminio, T. y Benedict, R.W. (2022). Relative abundance and activity patterns of mesomammals in central Andes. *THERYA*, 2022, Vol. 13(3): XX-XX. DOI:10.12933/therya-22-1175 ISSN 2007-3364.
- Walker, R.S., Novaro, A.J. y Nichols, J. D. (2000). Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7:73-80.

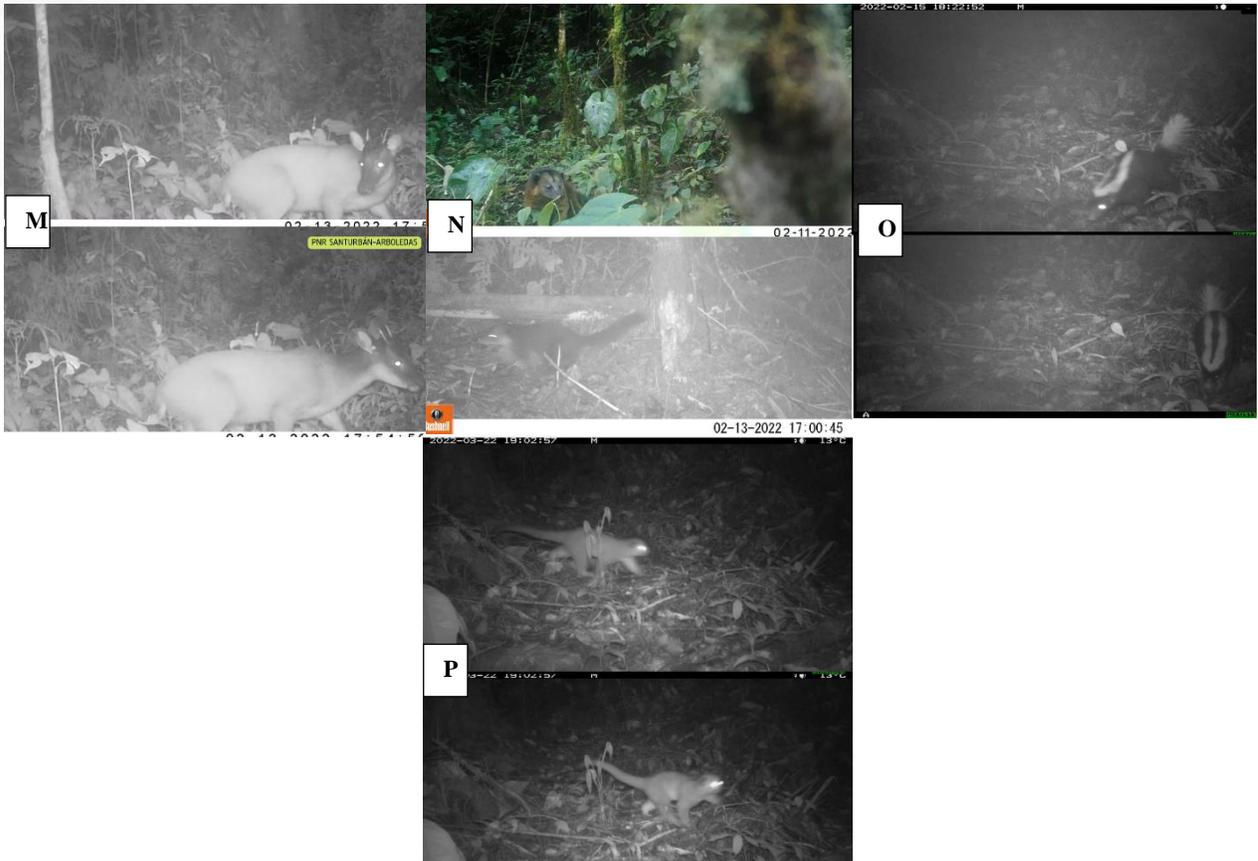
- Wallace, R.B., *et al.* (2003). Camera trapping capture frequencies for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10:133-139.
- Wang, E. (2002). Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. *Estudios de Fauna y Medio Ambiente Neotropicales* 37:207-212.
- Watson, J.E.M., Evans, T., Venter, O. *et al.* (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nat Ecol Evol* 2, 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>.
- Jennings, P.C., Renwick, N.V. y Barker, N.H. (2005). Review: questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology* 42:421–430.
- Wilson, D.E., Nichols, J.D., Rudran, R. y Southwell, C. (1996). Measuring and monitoring biological diversity: pp. 1-7. Introduction In: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Wilson, D.E. y Reeder, D.M. (2005). *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, U. S. A.
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo R. (2016). Patterns, causes and consequences of anthropocene defaunation *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 47 (2016), pp. 333-358.
- Zapata-Ríos, G. y Branch, L.C. (2016). Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193: 9-16.

## 9. ANEXOS

*Anexo I.* Número de estaciones de muestreo y coordenadas de las cámaras instaladas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.

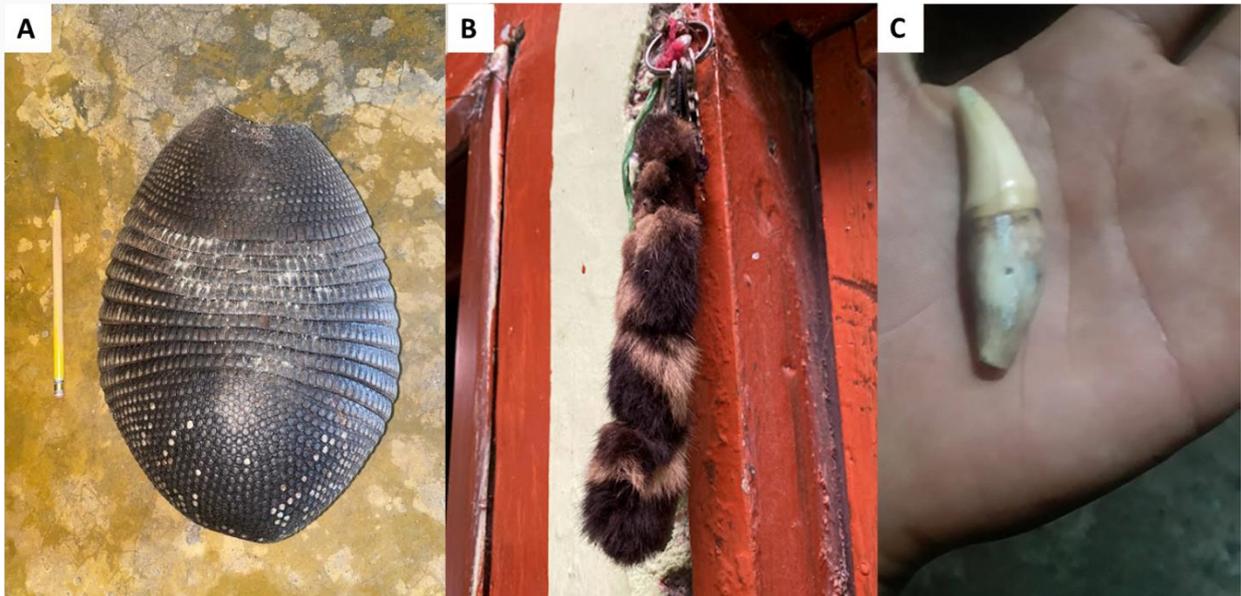
Cámara trampa	Coordenadas
Estación 1	N 7° 39' 47.74"- W 72° 54' 1.07"
Estación 2	N 7° 39' 20.25"- W -72° 53' 59.94"
Estación 3	N 7° 40' 19.47" W -72° 54' 20.64"
Estación 4	N 7° 39' 59.88" W -72° 54' 0.36"
Estación 5	N 7° 40' 25.61" W -72° 54' 32.7"
Estación 6	N 7° 39' 29.13" W -72° 53' 47.63"
Estación 7	N 7° 39' 22.65" W -72° 53' 14.93"
Estación 8	N 7° 39' 50.69" W -72° 53' 35.74"
Estación 9	N 7° 39' 50.25" W -72° 53' 29.19"
Estación 10	N 7° 39' 12.57" W -72° 54' 12.14"
Estación 11	N 7° 39' 23.27" W -72° 54' 24.84"
Estación 12	N 7° 40' 16.22" W -72° 53' 42.12"
Estación 13	N 7° 40' 2.56" W -72° 53' 41.52"
Estación 14	N 7° 40' 12.02" W -72° 53' 29.12"
Estación 15	N 7° 40' 12.95" W -72° 54' 32.36"
Estación 16	N 7° 38' 49.23" W-72° 55' 13.93"
Estación 17	N 7° 38' 51.66" W -72° 55' 12.24"
Estación 18	N 7° 39' 11.37" W -72° 54' 39.6"





*Anexo 2. Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por las cámaras trampa en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia.*

*A. Tremarctos ornatus, B. Eira barbara, C. Leopardus pardalis, D. Leopardus tigrinus, E. Dasyprocta punctata, F. Puma concolor, G. Cerdocyon thous, H. Sciurus granatensis, I. Mustela frenata, J. Didelphis pernigra, K. Cuniculus taczanowskii, L. Tamandua mexicana, M. Mazama rufina, N. Nasuella olivacea, O. Conepatus semistriatus, P. Potos flavus.*



*Anexo 3. Piezas registradas de las especies cazadas en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia. A. Piel corácea de *Dasyus novemcinctus*. B. Cola de *Nasuella olivacea* C. Colmillo de *Puma concolor*.*



*Anexo 4.* Otras amenazas presentes en el en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia. A. Extracción de madera, B. Ganadería, C. Incendios provocados. D. Deforestación. E. Cultivos,

Anexo 5. Patrones de caza, métodos, usos y percepción sobre los mamíferos medianos y grandes en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Caza de subsistencia (S), Caza en conflicto (C), Caza tradicional (T) y Caza deportiva (D). Escopeta (E), Perros (PE), Tramperos (T).

Especie	Patrón de caza	Métodos	Uso potencial	Partes
<i>Cerdocyon thous</i>	C	PE - E	Alimento	Piel y carne
<i>Cuniculus paca</i>	S	PE - E	Alimento y decoración	Piel y carne
<i>Cuniculus taczanowskii</i>	S	PE - E	Alimento	Piel y carne
<i>Dasyprocta punctata</i>	S, C	PE - E, T	Alimento y decoración	Piel y carne
<i>Dasypus novemcinctus</i>	S, T	PE - E, T	Alimento y decoración	Piel y carne
<i>Didelphis pernigra</i>	C, S	PE - E, T	Alimento	Piel y carne
<i>Eira barbara</i>	S, C	PE - E, T	Alimento	Piel y carne
<i>Leopardus spp.</i>	C, D	PE - E	Alimento	Piel y carne
<i>Mazama rufina</i>	D, S, C	PE - E	Alimento y medicina	Grasa, piel y carne
<i>Mustela frenata</i>	S	PE - E, T	Alimento	Piel, carne
<i>Nasuella olivacea</i>	D, S, C	PE - E, T	Alimento	Grasa, piel y carne
<i>Sciurus granatensis</i>	S, D	PE - E, T	Alimento	Grasa, Piel, carne
<i>Puma concolor</i>	C, S	PE - E	Alimento y medicina	Piel, carne, grasa, uñas, dientes, huesos
<i>Tamandua mexicana</i>	S	PE - E	Alimento	Piel, carne y crías
<i>tayassu pecari</i>	S, C	PE - E	Alimento	Carne
<i>Tremarctos ornatus</i>	D, S, C y T	PE - E	Alimento	Piel, carne

*Anexo 6. Formato de encuestas semiestructuradas sobre la cacería aplicada a los pobladores y habitantes locales o zonas aledañas al Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas y sus zonas de amortiguamiento, Norte de Santander, Colombia.*

Encuesta N°			Fecha:			
Nombre completo:		Edad:				
Localidad:	Finca _____campamento_____ Nombre:	Años de vivir en la región (Arboledas):		Años de vivir en su residencia:		
Tipo de comunidad a la que pertenece:  Indígena _____ Afrodescendiente _____ Campesino _____ Migrante _____ otro _____	Realiza practicas por cultura o religión donde intervenga algún animal.  ¿Cual? _____	Uso que le dan al suelo: Extracción de leña _____ Cafetales _____ Cultivos _____ Ganado _____ Otro ¿cuál? _____		¿De qué actividad(es) se mantiene su familia? Agricultura _____ Ganadería _____ Criaderos _____ Manejo forestal _____ Cacería _____ Pesca _____ comerciante _____ Otro _____		
Preguntas	Respuestas					
1. ¿Cuáles animales por las imágenes identifica en su región? ¿Otros que no vea en las fichas?						
2. ¿Ha notado cambios en la cantidad de animales silvestres en los últimos años?	Han incrementado _____	Esta igual _____	Ha disminuido _____		No Se _____	
3. ¿Tiene usted animales domésticos en la finca, o campamento? Si _____ No _____	Vacas _____ Perros _____	Pollos _____ Cerdos _____	Cabras _____ Ovejas _____		Caballos _____ Gatos _____	
4. ¿Es buena la cacería?	Si _____			No _____		
5. ¿Ha notado cambios en la cantidad de cacería en los últimos años?	Han incrementado _____	Esta igual _____	Ha disminuido _____		No Se _____	
6. ¿Ha tenido usted problemas con los animales silvestres?	El león de montaña (puma)	El oso	Venado armadillo	El fero comadreja	Zorro	Otro
7. ¿En qué zonas los ha visto?	En el bosque	En el potrero	En la finca	Donde un vecino	En el río	Otro lugar
8. ¿ <b>CUÁLES</b> de estos animales silvestres ha comido?	<b>El león de montaña (puma)</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>El oso de ante ojos</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Venado de páramo</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Armadillo</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Zorro</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Guartinaja lanuda</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____
9. ¿ <b>CUÁNTOS</b> por animal?						
10. ¿Cuántos <b>KILOS</b> por animal?	<b>El fero (zarigüeya)</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Ñeque (ucua)</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Guache de paramo</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Lumba (Tayra)</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Tigrillo</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Comadreja</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____
11. ¿Hace cuánto <b>TIEMPO</b> sucedió?  1 año 5 años 10 años 15 años 20 años 25 años	<b>Oso hormiguero</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Ardita (ardilla)</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Zorrillo espalda blanca</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Cochino de monte o barbiblanco</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Monos</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____	<b>Otros _____</b> #: _____ kg: _____ Macho _____ Hembra _____
12. Edad: _____	Crías _____	Juveniles _____	Adultos _____		No sabe _____	
13. Instrumentos que usa para la caza: Métodos	Perros _____	Pistolas _____	Lanzas _____	Trampas _____	Con la mano _____	Otro _____
14. Usos que le dan al animal	Alimento	Medicina	Tradición o ritual	Conflictos	Deporte o diversión	Otros