

**Conservación de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao:
un enfoque participativo en San Vicente de Chucurí, Santander**

Sergio Alejandro García Mieles

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2024

**Conservación de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao:
un enfoque participativo en San Vicente de Chucurí, Santander**

Estudiante

Sergio Alejandro García Mieles

1.007.419.704

Trabajo de grado realizado con el fin de optar por el título de Biólogo

Director

BSc, MSc. **Carlos Herney Cáceres Martínez**

Codirector

BSc. Diana Vanessa Caballero Aldana

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2024

Resumen

La ampliación de la frontera agrícola para cultivar alimentos es una de las principales amenazas de la biodiversidad en Colombia. Ante esto, los sistemas agroforestales pueden ser una estrategia sostenible con el medio ambiente, ya que el cultivo se combina con especies de árboles nativas, frutales o maderables que le proporcionan sombra. Esto genera un arreglo que suministra refugio y recursos para las especies de animales. El cacao (*Theobroma cacao L*) requiere condiciones de poca disponibilidad de luz para crecer, por lo que generalmente se cultiva como sistema agroforestal. A nivel nacional, el departamento de Santander es el principal productor de cacao. Por lo tanto, se evaluó el ensamblaje de mamíferos silvestres asociados al cultivo de cacao como sistema agroforestal en tres fincas del área de influencia del embalse Topocoro, San Vicente de Chucurí, Santander. Para ello, se implementó un monitoreo participativo de tipo contributivo con cámaras-trampa, donde se incluyó a los agricultores en el diseño de objetivos, ubicación, instalación y revisión de las cámaras y la socialización de datos. Mediante el análisis de la diversidad taxonómica, los patrones de actividad y el coeficiente de actividad y sobreposición. Se registraron 17 especies de mamíferos medianos y grandes, los cuales tuvieron actividad principalmente nocturna, evitando la presencia del agricultor, a excepción de *Syntheoscirus granatensis*. Entre las especies reportadas en el cultivo, *Leopardus wiedii*, se encuentra en la categoría de casi amenazado (NT) de la UICN. Los resultados muestran que el cultivo de cacao puede estar funcionando como corredor biológico, debido a que las especies lo utilizan para desplazarse, forrajear y descansar. Además, en este se puede conservar la diversidad según el manejo del cacaotal y la percepción del agricultor frente a las especies.

Palabras claves: diversidad, cámaras trampa, monitoreo participativo, patrones de actividad.

Dedicatoria

A mis papás y a mi hermana por su infinito apoyo incondicional,

A mis abuelos por su gran amor y cariño,

A mis amigos por su apoyo y motivación,

y al pregrado en biología por darme vida.

Agradecimientos

A mis papás, mi hermanita y mis abuelos, por todo el esfuerzo, el apoyo y el amor incondicional, por creer en mí y ser mi motivación.

Al señor Pedro Rueda Ardila, propietario de la finca Montegrande, y al señor Luis Calderón, administrador de la misma,

Al señor Ariel Rueda Ardila y la señora Mari Luz Monsalbe Sanabria, propietarios de la finca Villa del Rosario,

A la señora Nayibe Pinzón, propietaria de la finca Miraflores, y a su familia,

Por su participación en la investigación y su disposición para atendernos.

A mi tutora, codirectora y amiga, Diana Vanessa Caballero Aldana, por acompañarme y guiarme durante el proceso.

Al Equipo Ambiental, por acogerme y hacerme sentir parte del equipo, por la confianza y por el cariño que me brindaron.

A Catherine Medina, por su apoyo, disposición y acompañamiento en las salidas de campo.

A mis amigos, Giovany Díaz Peñaloza, Mónica Sánchez Peñaloza y Lizzeth Bolívar Buitrago por su amistad leal, duradera y por el apoyo incondicional.

A mi director Carlos Herney Cáceres Martínez y al profesor Diego Armando Carrero Sarmiento, por su apoyo, sus aportes a mi formación académica, profesional y personal.

A ISAGEN S.A. E.S.P, por el apoyo económico, con los equipos y por brindarme la oportunidad de trabajar en lo que me apasiona.

A todos los que de una u otra forma aportaron e hicieron parte de este proceso, gratitud infinita.

Sergio Alejandro García Mieles

Tabla de contenido

1.	Introducción	9
2.	Marco referencial	11
2.1	Diversidad de mamíferos	11
2.2	Diversidad de mamíferos en Colombia.....	12
2.3	Amenazas para la diversidad de mamíferos.....	12
2.3.1	Pérdida y fragmentación del hábitat	13
2.3.2	Cacería y tráfico ilegal	14
2.3.3	Cambio climático	15
2.4	Sistema agroforestal o agroforestería.....	16
2.5	Cultivo de cacao.....	17
2.6	Fototrampeo	19
2.7	Patrones de actividad	20
2.8	Monitoreo participativo	21
3.	Antecedentes	23
4.	Objetivos	26
4.1	Objetivo general.....	26
4.2	Objetivos específicos	26
5.	Materiales y métodos	27
5.1	Selección de predios para el monitoreo	27
5.2	Área de estudio	27
5.3	Diseño de muestreo.....	28
5.3.1	Monitoreo participativo	28
5.3.2	Instalación de cámaras-trampa.....	29

5.4	Análisis de datos	31
5.4.1	Esfuerzo de muestreo	31
5.4.2	Compleitud del muestreo	31
5.4.3	Frecuencia de captura mediante RAI	31
5.4.4	Curva rango de captura	33
5.4.5	Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	33
5.4.6	Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	34
5.4.7	Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	36
6.	Resultados	38
6.1	Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	43
6.2	Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao San Vicente de Chucurí, Santander	44
6.3	Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	47
7.	Discusión	49
7.1	Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	49
7.2	Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	53
7.3	Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander	54

8.	Conclusiones	56
9.	Referencias.....	57
10.	Anexos	82

1. Introducción

La agricultura es una de las actividades antrópicas que sustentan a la población humana (Bula, 2020; Godfray et al., 2010). Generalmente, esta actividad depende de grandes extensiones de tierras para cultivar alimentos (Dirzo & Raven, 2003). Por cual, la agricultura conduce frecuentemente a la tala de árboles que influye sobre la diversidad de plantas y animales, incluyendo a los mamíferos (Haddad et al., 2015). Como alternativa se han implementado sistemas agroforestales (SAF) para producir alimentos (Zermeño-Hernández et al., 2016). Los sistemas agroforestales consisten en arreglos con especies maderables, frutales o nativas que proporcionan sombra al cultivo (Moreno-Calles et al., 2013). En este sentido, los SAF han sido catalogados como cultivos que brindan refugio y recursos para las especies de mamíferos silvestres (Beer, 1999; Bhagwat et al., 2008). Entre los alimentos cultivados bajo esta modalidad están el café y el cacao (Román et al., 2016).

El cultivo de cacao especialmente cuando se desarrolla como sistema agroforestal, es una estrategia moderna y eficiente en términos de competitividad y sostenibilidad, ya que integra tanto el ámbito económico como el ecológico (Jaimes-Suárez et al., 2022). Este se considera un sistema de producción sostenible desde el punto de vista social, económico y biofísico (Jaimes-Suárez et al., 2022). Así como, una estrategia para disminuir la presión sobre los bosques primarios, preservar la biodiversidad y contribuir e incrementar la seguridad alimentaria (Mejía & Palencia, 2004). Entre los servicios ecosistémicos proporcionados por estos sistemas, se destacan el secuestro de carbono, la regulación del ciclo hídrico y la conservación de hábitats para diversas especies de aves, insectos y mamíferos (Jaimes-Suárez et al., 2022).

Las investigaciones en áreas agrícolas han mostrado que las plantaciones pueden afectar la diversidad de especies de mamíferos en áreas cercanas (Giorgi, 2016; Navarro & Gómez, 2014).

Por otro lado, estudios realizados en Costa Rica, Brasil, Honduras y Panamá, sugieren que el cultivo de cacao proporciona refugio y recursos alimenticios a una variedad de especies de animales y plantas (Cassano et al., 2012; Castañeda et al., 2013; Guaricocha et al., 2001). En Colombia, las investigaciones de Peralta-Zapata y colaboradores en 2019 y López-Ramírez colaboradores en 2020 revelaron resultados similares. Por consiguiente, es importante entender cómo influye el cultivo de cacao en el ensamblaje de mamíferos silvestres en San Vicente de Chucurí, Santander, Colombia.

El cultivo de cacao en Colombia se lleva a cabo principalmente mediante sistemas agroforestales, siendo el departamento de Santander el principal productor de cacao (Pérez-Zuñiga et al., 2021; Suárez et al., 2018). Este departamento cuenta con 59.711 hectáreas cultivadas y participa con un 41% de la producción nacional de grano seco de cacao (Fedecacao, 2024). En Santander, San Vicente de Chucurí y El Carmen de Chucurí, son los municipios donde se concentra la mayor producción de cacao del departamento (48,7%) (Pérez-Zuñiga et al., 2021; Suárez et al., 2018).

Por lo anterior, como punto central de esta investigación, surge la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo influye el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la diversidad de mamíferos silvestres, y cuáles son sus posibles implicaciones en la conservación de estas especies en San Vicente de Chucurí, Santander?

2. Marco referencial

2.1 Diversidad de mamíferos

Los mamíferos son uno de los grupos de más amplia distribución en el planeta (Tirira, 2007). Se caracterizan por tener pelos, glándulas mamarias, capacidad de regular su temperatura interna (endotermia) y poner huevos (ovíparos, como las monotremas) o dar a luz a crías vivas (vivíparos, como los marsupiales y los placentarios) (Feldhamer et al., 2020). La clase Mammalia es ampliamente diversa, ya que, en esta se encuentran especies con formas adaptadas para correr, saltar, excavar, nadar, escalar, bucear y volar (Tirira, 2007). Existen 6.495 especies agrupadas en 1.314 géneros, 167 familias y 27 órdenes (Burgin et al., 2018). El mayor número de especies de mamíferos actualmente reconocidas se encuentran en el Neotrópico (1.617 especies), seguido por el Afrotrópico (1.572 especies) y el Paleártico (1.162 especies), en cambio, Australasia-Oceanía posee el menor número de especies (527 especies) (Burgin et al., 2018).

En la clase Mammalia varían desde pequeños tamaños como la musaraña (< 2 g, *Suncus etruscus*) hasta grandes tamaños como la ballena azul (casi 140.000 kg, *Balaenoptera musculus*) y pueden tener vidas cortas (< 1 año para muchas musarañas) o largas (más de 200 años para las ballenas de Groenlandia, *Balaena mysticetus*) (Lacher et al., 2019). Algunas especies tienen preferencia por hábitats particulares, como la rata viscacha chalchalero (*Tympanoctomys loschalchalerosorum*), que se encuentra exclusivamente en matorrales que bordean un pequeño complejo de salares en Argentina, mientras que, otras especies, como el puma (*Puma concolor*), tienen un rango geográfico mucho más amplio, que abarca múltiples continentes (Lacher et al., 2019).

La diversidad de mamíferos es indispensable para el funcionamiento de los ecosistemas (Kinzig et al., 2002). Los mamíferos herbívoros y depredadores influyen en la estructura y

funcionamiento del ecosistema a través del consumo de presas (Ripple et al., 2014). De igual forma, aquellos que actúan como arquitectos del ecosistema modifican físicamente su entorno, mediante la construcción de madrigueras, la excavación de hoyos en el suelo o la creación de represas (Jones et al., 1994). Algunas especies de mamíferos tienen efectos tróficos tan significativos que se las considera especies clave, cuyos efectos no solo son fundamentales en relación con su abundancia, sino que son funcionalmente irremplazables (Power et al., 1996).

2.2 Diversidad de mamíferos en Colombia

En Colombia se encuentra una amplia diversidad de mamíferos, representados por 13 órdenes, 50 familias y 218 géneros, donde los órdenes Chiroptera (222 especies) y Rodentia (137 especies) poseen la mayor riqueza (Ramírez-Chaves et al., 2021). Según la última actualización de especies de mamíferos de Colombia, se han registrado 551 especies, incluyendo cuatro descubiertas durante el último año (Ramírez-Chaves et al., 2021). De las cuales, 63 son endémicas (30 de roedores, nueve de primates, nueve de murciélagos, siete musarañas, cinco lagomorfos y tres de didélfidos) (Ramírez-Chaves et al., 2021). A pesar de su diversidad, en el territorio nacional 82 especies son objeto de comercio y 70 se encuentran en algún grado de amenaza según la resolución 0126 de 2024 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Ramírez-Chaves et al., 2021).

2.3 Amenazas para la diversidad de mamíferos

Los roles ecológicos de los mamíferos como la dispersión de semillas, la polinización, el control de plagas, la herbivoría, entre otros, son de gran importancia para el mantenimiento de los ecosistemas (Aguirre-Sierra et al., 2023). En consecuencia, los depredadores topos, que son especies de mamíferos situados en la cima de la cadena alimenticia, permiten el equilibrio poblacional de otras especies en el ecosistema (Jones & Safi, 2011). Sin embargo, los mamíferos

igual que otros grupos de animales se ven afectados por la pérdida y fragmentación del hábitat, la cacería y tráfico ilegal, los atropellamientos y el cambio climático (Aguirre-Sierra et al., 2023).

2.3.1 Pérdida y fragmentación del hábitat

Una de las amenazas más importantes para la conservación de la diversidad es la pérdida y fragmentación de los bosques por deforestación (Ehrlich, 1988). Esta puede variar desde tener efectos devastadores a no tener consecuencias aparentes, según la naturaleza de la perturbación y las especies involucradas (Norse et al., 1986). Su consecuencia más común se manifiesta mediante la desaparición local de las especies (Noss, 1983; Whitcomb, 1981). De este modo, investigaciones sugieren que el cambio del uso de tierras ha reducido en más de un 80% las poblaciones de mamíferos (Almeida-Rocha et al., 2017). Aunque algunos efectos pueden ser evidentes, otros pueden ser sutiles, puesto que, según Saunders y colaboradores (1991) pueden ser alteraciones en las frecuencias genéticas dentro de las comunidades o la transformación de los procesos ecosistémicos (Miranda, 1997). En este orden de ideas, un cambio progresivo en la configuración del paisaje provoca (Santos & Tellería, 2006):

- Pérdida regional en la calidad del hábitat y reducción del tamaño de las poblaciones de organismos.
- Aumento de fragmentos boscosos y la disminución de su cobertura.
- Aumento en la distancia de los fragmentos de bosque y disminución de intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas.

En Sudamérica, la principal causa de deforestación de los bosques es debido a la expansión de la frontera agrícola y ganadera (Balmford & Bond, 2005). En Colombia más de la mitad del territorio nacional está cubierto de bosques (59 millones de hectáreas) (García, 2012). Por esta razón, el país se posiciona en el tercer lugar en Sudamérica en cuanto a áreas boscosas, después de

Brasil y Perú, y es el quinto país con mayor cobertura de bosque primario (FAO, 2010). A pesar de esto, en las últimas décadas se perdieron 5,4 millones de hectáreas de bosque, un área similar al tamaño de Costa Rica, donde los Andes, la Región Caribe y la Amazonía fueron las regiones más afectadas (González et al., 2016).

Las principales causas de deforestación en Colombia son la expansión de la frontera agrícola, generalmente para siembra de cultivos ilícitos, ganadería extensiva, tala ilegal, minería e infraestructura, incendios forestales y presión por el crecimiento poblacional (García, 2012).

2.3.2 Cacería y tráfico ilegal

En las regiones tropicales los humanos han cazado durante milenios para su subsistencia u obtener ingresos, y hoy en día el panorama no es diferente. Actualmente las tasas de caza son altas en los trópicos debido a la demanda de la población humana en crecimiento, la comercialización de carne silvestre y el acceso a áreas remotas (Bennett, 2002; Fa et al., 2002). Esta actividad puede extinguir localmente a las especies de mamíferos grandes (Ripple et al., 2016). Se estima que las poblaciones de mamíferos se han reducido en un 30% por la presión de la caza (Benítez-López et al., 2017).

En América Latina y el Caribe, especialmente en países como México, Brasil y Colombia se presentaron los mayores registros de incautaciones de fauna silvestre durante el periodo 2010-2020 que se ha reportado vía aérea (Aguirre-Sierra et al., 2023). Debido a su ubicación geoestratégica, Colombia facilita el flujo terrestre, marítimo y aéreo a los centros de la economía mundial, en consecuencia, también facilita el tráfico ilegal de fauna silvestre a los mercados asiáticos y norteamericanos (Mendivelso & Monteneffgro, 2007).

Los mamíferos son especies carismáticas, por eso son un blanco atractivo para los traficantes, concretamente, para quienes comercian especímenes vivos o sus derivados como pieles y extremidades (Aguirre-Sierra et al., 2023). Las áreas más diversas del país son las que se ven principalmente afectadas por la disminución de la población de las especies objeto de comercio, lo cual contribuye a la extinción local de las mismas (Ceballos et al., 2010). Son la Costa Atlántica, Antioquia, Meta, Amazonía y Santander, las regiones del país donde se capturan mamíferos para su comercio, los cuales son transportados hasta la capital del país, a la cual llegan, en su mayoría, ejemplares de los órdenes, Didelphimorpha, Carnivora, Primates, Rodentia y Xenarthra (Ruiz-García et al., 2020). Aunque es difícil determinar con exactitud la cantidad de mamíferos que se trafican en el país, las incautaciones de las autoridades ambientales y la fuerza pública en Bogotá D.C., uno de los principales puntos de tráfico ilegal de especies, sumaron un total de 29.423 ejemplares durante el período comprendido entre 2007 y 2015 (SDA, 2020).

El tráfico ilegal de mamíferos en Colombia ha llegado al punto de la extinción de especies, como el caso de la foca monje del caribe (*Monachus tropicalis*) (Aguirre Sierra et al., 2023). Esta especie fue objeto de cacería para la obtención de pieles y aceites durante los siglos XVII y XVIII (LeBoeuf et al., 1986). El último registro que se tiene fue en el año 1965 en el archipiélago de San Andrés y Providencia (LeBoeuf et al., 1986). Después de diversos estudios, la foca monje del caribe se declaró extinta en el año 1996 (Castellanos, 2006; Lowry, 2015).

2.3.3 Cambio climático

El cambio climático es producto del impacto antrópico sobre los ecosistemas, el cual genera cambios repentinos que impiden la adaptación de las especies a las nuevas condiciones climáticas (Aguirre-Sierra et al., 2023). Los efectos del cambio en el clima global influyen en las corrientes marinas, sequías prolongadas, alteración de la temporada de lluvias, alteración de la

capa de ozono, entre otros factores que influyen en la probabilidad de supervivencia de las especies adaptadas a las condiciones ambientales y ecológicas resultado del cambio climático (González-Maya et al. 2020). Este fenómeno actúa conjuntamente con las demás amenazas de la diversidad, esencialmente con la deforestación y el cambio en el uso del suelo para actividades mineras y agropecuarias (Castellanos, 2006; Stork, 2010). Algunas especies tienen mayor grado de amenaza y son más susceptibles a la extinción que otras, según las características de la especie y las condiciones biogeográficas de su distribución (Aguirre-Sierra et al., 2023).

2.4 Sistema agroforestal o agroforestería

Aunque se responsabiliza en gran medida a la agricultura moderna por la reducción de la biodiversidad, las prácticas agrícolas sostenibles pueden conservarla (Kleijn & Sutherland, 2003; Price, 2013). Por ejemplo, en Europa aproximadamente el 50% de las especies de plantas y animales se ven favorecidas por la presencia de hábitats agrícolas (Kristensen, 2003). Por lo tanto, estas prácticas pueden proporcionar hábitat, mejorar las condiciones ambientales y suministrar recursos para las especies (Udawatta et al., 2021). Dicha agricultura sostenible puede encontrarse en los sistemas agroforestales. Según López, (2007) los sistemas agroforestales “son una forma de uso de la tierra en la cual leñosas perennes interactúan biológicamente en un área con cultivos y/o animales, donde el propósito fundamental es diversificar y optimizar la producción respetando en principio de la sostenibilidad”.

En estos sistemas, los árboles, pastos, arbustos y hierbas proporcionan dosel, sotobosque, capa arbustiva, capa herbácea y piso para la diversidad de varios animales (Udawatta et al., 2021). En consecuencia, contribuyen en la protección de especies de vegetales y animales (Saborío, 2016). Adicionalmente, dentro de los servicios ecosistémicos que brindan destacan: el secuestro

de carbono, la conservación de la biodiversidad, el enriquecimiento del suelo, y la calidad del aire y el agua (Jose, 2009).

Los sistemas agroforestales pueden agruparse, según su estructura, como (Nair, 1985):

- **Agrosilvicultura:** consiste en el uso de tierra para la producción, ya sea secuencial o concurrente de cultivos agrícolas o cultivos boscosos.
- **Sistemas silvopastoriles:** son sistemas de gestión de tierras donde se administran bosques para obtener madera, alimentos y pasto, además de criar animales domésticos.
- **Sistemas agrosilvopastoriles:** son sistemas en los que se maneja el terreno para cultivar simultáneamente cultivos forestales y agrícolas, así como para la cría de animales domésticos.

Algunos estudios sugieren que existe mayor diversidad en los sistemas agroforestales en comparación con bosques y monocultivos (Sistla et al., 2016). Un metaanálisis desarrollado por Bhagwat y colaboradores (2008) demostraron que la riqueza promedio de taxones en los sistemas agroforestales es 60% mayor que en los bosques. A pesar de esto, los bosques suelen tener mayor número de especies endémicas (Bhagwat et al., 2008; Noble & Dirzo, 1997).

2.5 Cultivo de cacao

El cacao (*Theobroma cacao L.*) es una planta perenne originaria de la Amazonía, cultivada actualmente en regiones tropicales del mundo, incluyendo países del continente africano (Motamayor et al., 2008). En América, países como Ecuador, Brasil, Perú y Colombia son los principales productores de cacao (FAOStat, 2021). Dada su naturaleza, esta planta requiere condiciones de poca disponibilidad de luz para crecer (Salazar et al., 2018), sin embargo, algunos

países han logrado adoptar sistemas de monocultivo de cacao de exposición directa al sol (Lennon et al., 2021).

Debido a su requerimiento de sombra, el cacao generalmente se siembra como sistema agroforestal. Bajo esta modalidad, el cacao reemplaza uno de los estratos del bosque y los estratos superiores se mantienen como sombra (Jaimes-Suárez et al., 2022). En este orden de ideas, durante el diseño del cultivo se establecen arreglos de siembra con un patrón homogéneo que involucra cacao y una o más especies arbóreas que brindan sombra (Jaimes-Suárez et al., 2022). De este modo, las copas de los árboles forestales ayudan a amortiguar las condiciones ambientales, reduciendo la temperatura del aire, mejorando las propiedades fisicoquímicas del suelo, reteniendo la humedad y contribuyendo a preservar la biodiversidad (Marconi & Armengot, 2020; Rojas et al., 2017). No obstante, el manejo inadecuado de las copas de los árboles de sombrero limita la entrada de luz y por lo tanto la fotosíntesis, afectando la producción de cacao (Salazar et al., 2018).

El ciclo fenológico del cacao inicia con la etapa de instalación de la planta, la cual consiste en su germinación (0 – 10 días), formación de dos pares de hojas (10 – 20 días), caída de los cotiledones (20 – 30 días), planta apta para trasplante (30 – 90 días), trasplante a campo definitivo (90 – 120 días), injerto y despunte (4 – 6 meses) (DEVIDA, 2014, Rojas-Ardilla et al., 2012). Seguidamente, en la etapa de crecimiento y mantenimiento se encuentra el corte de patrón (6 – 8 meses), poda de formación de horqueta y formación de horqueta (2 años) (DEVIDA, 2014, Rojas-Ardilla et al., 2012). Finalmente, en la etapa de producción, se da inicio a la floración y fructificación (3 años), inicio de la producción (4 años) y estabilización de la producción (5 años) (DEVIDA, 2014, Rojas-Ardilla et al., 2012).

Este cultivo tiene gran importancia ambiental, económica y social, siendo una de las principales fuentes de ingreso de los campesinos del país (Jaimes-Suárez et al., 2022). En

Colombia existen aproximadamente 35.000 productores de cacao, cuyas fincas tienen 3 hectáreas en promedio, de modo que el 90% de los productores son pequeños productores, y para la mayoría de estos, el cultivo de cacao representa su medio de subsistencia (ONUDI, 2017). En este sentido, se han considerado tres hectáreas como la unidad agrícola productiva para el cultivo de cacao, la cual genera en promedio, un ingreso de dos salarios mínimos mensuales al productor o familia (Minagricultura, 2017).

En Colombia, según el presidente de la Federación Nacional de Cacaoteros (FEDECACAO), existen más de 176.000 hectáreas sembradas de cacao (González, 2019). Santander es el departamento que lidera la producción de cacao, ya que participa con el 41% de la producción total nacional (28.037 toneladas), seguido en orden descendente, de departamentos con menor producción, como: Arauca, Antioquia, Cundinamarca, Huila, Nariño y Tolima, los cuales, representan en conjunto el 41% de la producción total nacional (Fedecacao, 2024).

2.6 Fototrampeo

La investigación, manejo y conservación de fauna silvestre en todo el mundo ha expandido su alcance gracias al uso de cámaras-trampas (Kays et al., 2020; McCallum, 2013; O'Connell et al., 2011; J. Rowcliffe, 2017). Estas permiten detectar las especies de manera continua, sin necesidad de intervención humana constante a través de técnicas no invasivas como el fototrampeo. Su utilidad, eficacia y replicabilidad sencilla, se emplea en el estudio y monitoreo de mamíferos de mediano y gran tamaño (Ahumada et al., 2011; Kays & Slauson, 2008; O'Connell et al., 2011). Además, los registros obtenidos mediante cámaras-trampa proporcionan información relevante sobre el comportamiento e identificación de especies, por medio de marcas o patrones de coloración característicos que facilitan el reconocimiento de las mismas. De este modo, el conocimiento sobre las poblaciones y comunidades de vertebrados terrestres permite evaluar

atributos como la estructura y composición, información que es utilizada como guía para la planificación de estrategias de conservación (Ahumada et al., 2013; Caravaggi et al., 2017; Díaz-Pulido & Payán-Garrido, 2012; Heilbrun et al., 2006; Rowcliffe et al., 2014).

A pesar de todas sus ventajas, las cámaras-trampa pueden presentar inconvenientes como la detectabilidad imperfecta de las especies (Burton et al., 2015; Guillera-Arroita, 2017; Kéry & Royle, 2015; Mackenzie et al., 2002). Esta hace referencia al no reconocimiento de una especie presente en un área determinada. Esto puede generar conclusiones erróneas como establecer que dicha especie no se encuentra en la zona (Mackenzie et al., 2002). Con la técnica de fototrampeo, la detectabilidad imperfecta puede operar a dos escalas, a nivel de estación y a nivel de área que usa la especie (Burton et al., 2015; Findlay et al., 2020). El primer nivel abarca el área efectiva de detección que se define en términos de distancia radial r y ángulo θ , en la cual, una especie es fotografiada por la activación del sensor de estas (Rowcliffe et al., 2008). El área de detección varía según el tamaño corporal de la especie, el modelo de cámara, el ángulo de instalación, entre otros (Findlay et al., 2020; Meek et al., 2016; Trollet et al., 2014). El segundo nivel, se relaciona con la probabilidad de que un individuo transite dentro de su territorio por el lugar donde se han instalado las cámaras, lo cual, está condicionado por la abundancia y el uso espacial de la especie (Broadley et al., 2019; Kolowski & Forrester, 2017; Neilson et al., 2018).

2.7 Patrones de actividad

Los patrones de actividad de los mamíferos indican rasgos ecológicos y fisiológicos de las especies de una comunidad (Blake et al., 2012; Tobler et al., 2009). Normalmente, los ritmos circadianos de estos animales están condicionados por el ciclo de luz-oscuridad diario. Algunos mamíferos se especializan en un periodo específico del día, y, gracias a ello, se pueden clasificar en diurnos, nocturnos, crepusculares e incluso catemerales (Gómez et al., 2005; Leuchtenberger et

al., 2018). Así mismo, dichos patrones reflejan las interacciones entre especies coexistentes, por ejemplo, relaciones depredador-presa (Foster et al., 2013) o de nicho (Leuchtenberger et al., 2018). En este orden de ideas, las respuestas adaptativas determinadas por las características intrínsecas del animal como la fisiología y el comportamiento, y, por factores externos como la distribución y abundancia de los recursos permiten establecer los patrones de actividad de una especie (Fragaszy et al., 2004).

2.8 Monitoreo participativo

El monitoreo es un ejercicio de recopilación continua de información para medir y analizar cambios en el tiempo provocados por una iniciativa, un proceso, una acción determinada o para conocer la dinámica de un ecosistema (Chediack, 2009; Hobson et al., 2014). Mediante los resultados del monitoreo, se puede evaluar el impacto de las acciones y actividades que se desarrollan en un territorio, como restauración ecológica, aprovechamiento de los recursos naturales, estrategias de conservación, entre otros (Arce-Plata et al., 2020).

Más allá de recolectar datos, el monitoreo es un proceso de aprendizaje que permite un manejo adaptativo y reflexivo con respecto a la biodiversidad (Arce-Plata et al., 2020). En concordancia con lo anterior, como instrumento de participación social puede ser impulsado por actores locales o externos, que permitan identificar el estado de los recursos naturales, para generar una mayor apropiación y gestión de los recursos naturales, así como su conservación (CONABIO et al., 2016). A partir de estos, se pueden generar estrategias para su manejo y su aprovechamiento. Por consiguiente, el monitoreo participativo es un proceso incluyente que articula la conexión entre expertos y no expertos que permite construir y fortalecer vínculos afectivos con la biodiversidad, la sensibilización de los actores y su interés por conocer y actuar en pro de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad (Soacha-Godoy & Gómez, 2016).

Según Soacha-Godoy y colaboradores (2018), existen tres tipos de monitoreo participativo: contributivos, colaborativos y cocreados. En Colombia, el 50% de estas iniciativas son de tipo contributivas, en las cuales los proyectos son diseñados por investigadores y las personas de la comunidad contribuyen principalmente en la toma de datos, como, por ejemplo, los censos de aves. Mientras que, en los modelos colaborativos, que representan el 31%, las iniciativas son diseñadas por investigadores y los miembros de la comunidad participan en la toma de datos y, por lo menos, en otras fases como el análisis y la difusión de los resultados. Adicionalmente, el 19% corresponde a los modelos cocreados, donde las iniciativas son diseñadas tanto por investigadores como por la comunidad, y ambos participan activamente en el proceso investigativo (Soacha-Godoy et al., 2018).

Las continuas presiones sobre la naturaleza denotan la importancia de velar por su cuidado y protección mediante la implementación de herramientas que permitan identificar y diagnosticar temas relacionados con la vulnerabilidad (Linares-Arias et al., 2019). Además de los servicios ecosistémicos presentes en la zona, las estrategias de monitoreo participativo ofrecen una perspectiva que brinda espacios de discusión para la conservación de la biodiversidad y la gestión de los recursos naturales (Linares-Arias et al., 2019). Adicionalmente, incentiva la gobernanza y el empoderamiento de las de las comunidades locales sobre la conservación de la naturaleza en su territorio (Linares-Arias et al., 2019).

3. Antecedentes

Son pocas las publicaciones en las que se investiga la diversidad biológica asociada a los sistemas productivos en comparación con aquellas en las que enfocan en ecosistemas conservados (González-Valdivia et al., 2016). En una revisión sobre este tema, realizada por González-Valdivia y colaboradores (2016), exponen que desde la década del 2000 se empezaron a publicar artículos donde se investigaba la diversidad asociada a sistemas agroforestales. En este orden de ideas, Costa Rica, Nicaragua y México son los países que contienen la mayor parte de los estudios publicados, e incluye a Colombia y Venezuela, como países que recientemente han hecho aportes sobre el tema. Así mismo, encontró que los principales grupos biológicos descritos en los distintos sistemas agroforestales (SAF) son principalmente las plantas, seguidas por murciélagos y mariposas, gasterópodos terrestres, coleópteros coprófagos, mamíferos no voladores y macrofauna del suelo. Sin embargo, resalta que la información relacionada con mamíferos no voladores es escasa o se basa en registros de rastros de estos animales, por lo cual, la calidad de estos datos es limitada (González-Valdivia et al., 2016).

En este orden de ideas, en la región de Upala, Costa Rica, Carvajal-Alfaro & Oviedo (2022) realizaron un inventario de aves y mamíferos en tres fincas de cacao para proponer visitas ecoturísticas guiadas, como valor agregado al sistema productivo. Para ello, hicieron conteo directo de mamíferos y aves e identificaron 11 y 49 especies, respectivamente. Con esta información, Carvajal-Alfaro & Oviedo (2022), elaboraron un protocolo titulado "Protocolo para Tour en Fincas de Cacao y Avistamiento de Fauna Silvestre".

También, se ha investigado la dieta y periodo de actividad del ñeque (*Dasyprocta punctata*) con cámaras trampa en agroecosistemas con café en Costa Rica, donde éste se observó con mayor frecuencia entre junio y septiembre del año 2019, durante la transición de floración a fructificación

del café (Sánchez-Brenes & Monge, 2021). Los periodos de actividad de *D. punctata* oscilaron entre las 5:00 – 19:00 horas, con mayor interacción desde las 12:00 – 15:00 horas, y otros periodos actividad importantes entre las 9:00 – 12:00 horas y las 15:00 – 18:00 horas. Estos investigadores determinaron que el *D. punctata* consume hongos y frutos de plantas de las familias Musaceae y Fabaceae, y de otras plantas presentes en el cafetal como el aguacate (Sánchez-Brenes & Monge, 2021).

En estudios de otro tipo como el realizado en los llanos orientales de Colombia, específicamente en las sabanas inundables de Orocué, Casansare, Pardo-Vargas & Payán-Garrido (2015) utilizaron la técnica del fototrampeo en tres coberturas diferentes (bosque de galería, plantación de palma y sabana) para determinar la riqueza y la frecuencia de captura de los mamíferos medianos y grandes asociados a una plantación de palma de aceite. Estos investigadores encontraron 16 especies de mamíferos medianos y grandes, y dos especies de ratones. Según sus resultados todas las especies estuvieron presentes en el bosque de galería: nueve de ellas estuvieron asociadas a la plantación de palma y seis a sabana. Las especies registradas en el bosque de galería tienen dietas restringidas, mientras que aquellas registradas en la plantación fueron principalmente especies generalistas y mesodepredadores.

Los estudios en sistemas agroforestales del departamento de Santander son limitados. Sin embargo, López-Ramírez y colaboradores (2020) identificaron los mamíferos presentes en un sistema agro-productivo de cacao, sus roles ecológicos y los posibles “daños” que algunas de las especies ejercen sobre el cultivo en la Granja Yariguíes, propiedad de la Compañía Nacional de Chocolates, ubicada en el departamento de Santander, Colombia. Así mismo, evaluaron la preferencia de los animales por el estado de maduración del fruto, por ello, los clasificaron en tres categorías: inmaduro, medio y maduro. Determinaron los “daños” en las mazorcas mediante la

identificación de las especies que consumían el fruto (López-Ramírez et al., 2020). Adicionalmente, determinaron la presencia de mamíferos por medio de cámaras trampa, rastros como excretas, madrigueras y huellas registrando 17 especies entre el bosque de protección y el cultivo de cacao, donde la ardilla roja (*Syntheosciurus granatensis*) fue la especie que más “atacó” las mazorcas de cacao, seguida, en menor proporción, del ñeque (*Dasyprocta punctata*) y el puercoespín (*Coendou sp.*), con preferencia por los frutos maduros. Sin embargo, el porcentaje de incidencia de “daño” varió entre 0 a 0,34%, excepto en septiembre cuyo porcentaje fue de 3,2, por lo anterior, concluyeron que dichos “daños” no son significativos. Finalmente, evidenciaron que las parcelas cercanas al bosque de reserva fueron más “afectadas” que aquellas parcelas que estaban alejadas de dicho bosque, pese a esto, no hallaron diferencias significativas entre las parcelas.

De manera similar, un estudio realizado por Peralta-Zapata y colaboradores (2019) en cinco municipios (Betulia, Girón, Zapatoca, San Vicente de Chucurí y Lebrija) del departamento de Santander, Colombia, realizaron un estudio de aves y mamíferos en seis parcelas de cacao, cinco parcelas de cítricos, cuatro parcelas de aguacate y cuatro parcelas de maíz, cada área de monitoreo de 0,5 hectáreas en diferentes fincas. A través de cámaras trampa registraron 24 especies de mamíferos en el cultivo de cacao, dos especies en el cultivo de cítricos, dos en el cultivo de aguacate y tres especies en el cultivo de maíz (Peralta-Zapata et al., 2019). Así mismo, evaluaron el aprovechamiento del fruto por parte de los mamíferos y aves, tanto cerca del embalse Topocoro como a más de 15 kilómetros del mismo (Peralta-Zapata et al., 2019).

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Determinar el efecto de los cultivos agroforestales de cacao en la conservación del ensamblaje de los mamíferos medianos y grandes en tres fincas de San Vicente de Chucurí, Santander.

4.2 Objetivos específicos

- Estimar la diversidad taxonómica de los mamíferos medianos y grandes asociados a cultivos agroforestales de cacao en tres fincas de San Vicente de Chucurí, Santander.
- Establecer los patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes asociados a cultivos agroforestales de cacao en tres fincas de San Vicente de Chucurí, Santander.
- Identificar la interacción de los patrones de actividad de las especies y su relación con la actividad humana en cultivos agroforestales de cacao en tres fincas de San Vicente de Chucurí, Santander.

5. Materiales y métodos

5.1 Selección de predios para el monitoreo

La selección de los predios para llevar a cabo la investigación, tuvo en cuenta el interés de la comunidad para conocer la fauna silvestre asociada a los sistemas productivos, manifestado en las reuniones desarrolladas por ISAGEN S.A. E.S.P. con acompañamiento de personal del Programa de Información y Participación Comunitaria (PIPC) en los municipios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. Además, se consideraron criterios como la presencia de cultivos de cacao sembrados bajo un sistema agroforestal, antecedentes de interacción fauna-cultivos y la PQRS (Peticiónes, Quejas, Reclamos y Sugerencias) asociadas a la fauna silvestre presente en los cultivos que hacen parte de los municipios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso atendidas por ISAGEN S.A. E.S.P. a través de del PICP.

5.2 Área de estudio

El área de estudio correspondió a tres fincas de particulares situadas en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. Las fincas Montegrande, Villa del Rosario y Miraflores están ubicadas en el departamento de Santander, específicamente en el municipio de San Vicente de Chucurí. En estas se realizan actividades agrícolas y pecuarias, como la producción de cacao (figura 1).

La finca Montegrande se ubica en 6,9252 de latitud, -73,3997 de longitud y 480 metros sobre el nivel del mar (msnm), esta es una finca agrícola y ganadera de 23 hectáreas donde se cultiva cacao como sistema agroforestal, aguacate, cítricos y pastos para ganado. De manera similar, la finca Villa del Rosario se encuentra en los 6,9177 de latitud, -73,4086 de longitud y 428 msnm, cuya finca es agrícola y ganadera de 24 hectáreas donde se cultiva cacao como sistema agroforestal, aguacate, cítricos y pasto para ganado. Finalmente, la finca Miraflores se ubica en

6,9355 de latitud, -73,3611 de longitud y 995 msnm, esta es una finca agrícola de 20 hectáreas donde se cultiva cacao como sistema agroforestal, naranjo y plátano. La investigación se enfocó en el cultivo de cacao, los cuales son equivalentes en tamaño y las cámaras se instalaron a una distancia de mínimo 100 metros entre ellas.

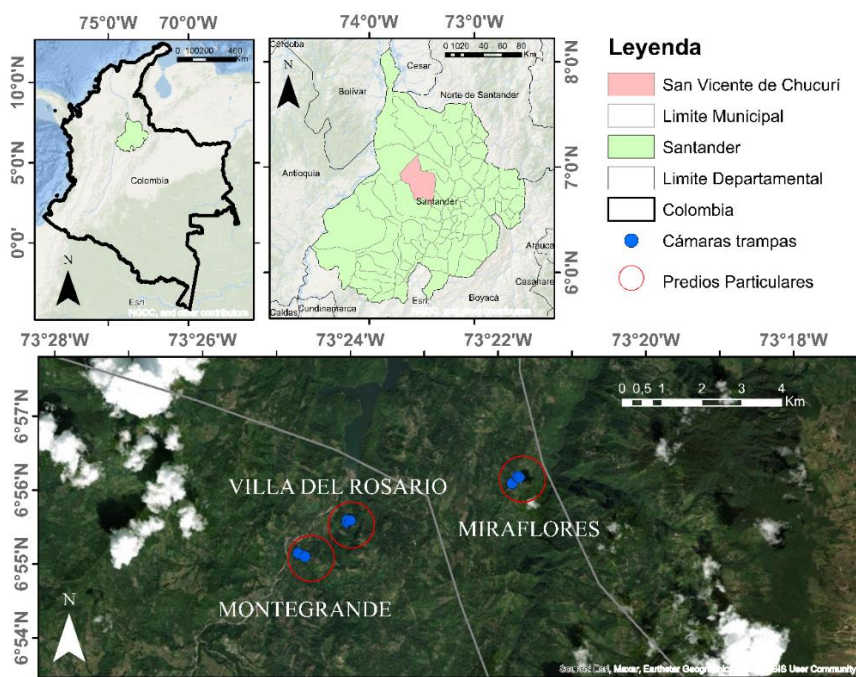


Figura 1. Ubicación de las cámaras trampa en las fincas donde se realizó la investigación, las cuales hacen parte del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. Fincas (círculos rojos) y cámaras trampa (puntos azules). Fuente: Elaboración propia.

5.3 Diseño de muestreo

5.3.1 Monitoreo participativo

Se implementó un monitoreo participativo de tipo contributivo (Shirk et al., 2012), donde se incluyó a los agricultores en el diseño de objetivos, ubicación, instalación y revisión de las cámaras-trampa y la socialización de datos (Shirk et al., 2012). Por lo anterior, las cámaras-trampa

se instalaron en los lugares donde los productores manifestaron mayor presencia de mamíferos medianos y grandes dentro de sus cultivos, enfocando árboles en fructificación.

5.3.2 *Instalación de cámaras-trampa*

Se usaron nueve cámaras-trampa en la investigación, de las cuáles se instalaron tres por cada finca. Estas cámaras estuvieron activas durante diferentes periodos de tiempo debido a las fechas de instalación, fallas técnicas y/o pérdida de las mismas. La investigación inició el 25 de enero del 2022, con la instalación de tres cámaras-trampa en el cultivo de cacao de la finca Montegrande. Esta finalizó el 09 de marzo del 2023, debido a la pérdida de una cámara.

Por otro lado, entre el primero y el 16 de febrero de 2023, se instalaron cuatro cámaras-trampa. Se situaron dos en el cultivo de cacao de la finca Villa del Rosario y la finca Miraflores. Para tener mayor representatividad del cultivo en estas fincas se instaló una cámara más, por lo tanto, se instalaron seis cámaras-trampa.

Las cámaras instaladas fueron Bushnell Essential E3 y Bushnell Trophy Cam HD Aggressor No Glow, las cuales se configuraron inicialmente para tomar tres fotos y un vídeo de 10 segundos con un intervalo de 10 segundos después de cada registro. Después se configuraron para grabar vídeos de 30 segundos con un intervalo de 20 segundos, durante las 24 horas del día y se instalaron a una distancia de mínimo 100 metros entre ellas. Estas se ubicaron sobre ramas o troncos de árboles a una altura entre 40 y 50 cm (figura 2a) o más de 150 cm del suelo, según las condiciones del terreno, enfocando árboles en fructificación donde el productor manifestó mayor presencia de mamíferos medianos y grandes (figura 2b). La ubicación de cada cámara-trampa se georreferenció con un GPSMAP 60CSx de la marca GARMIN (figura 2c).

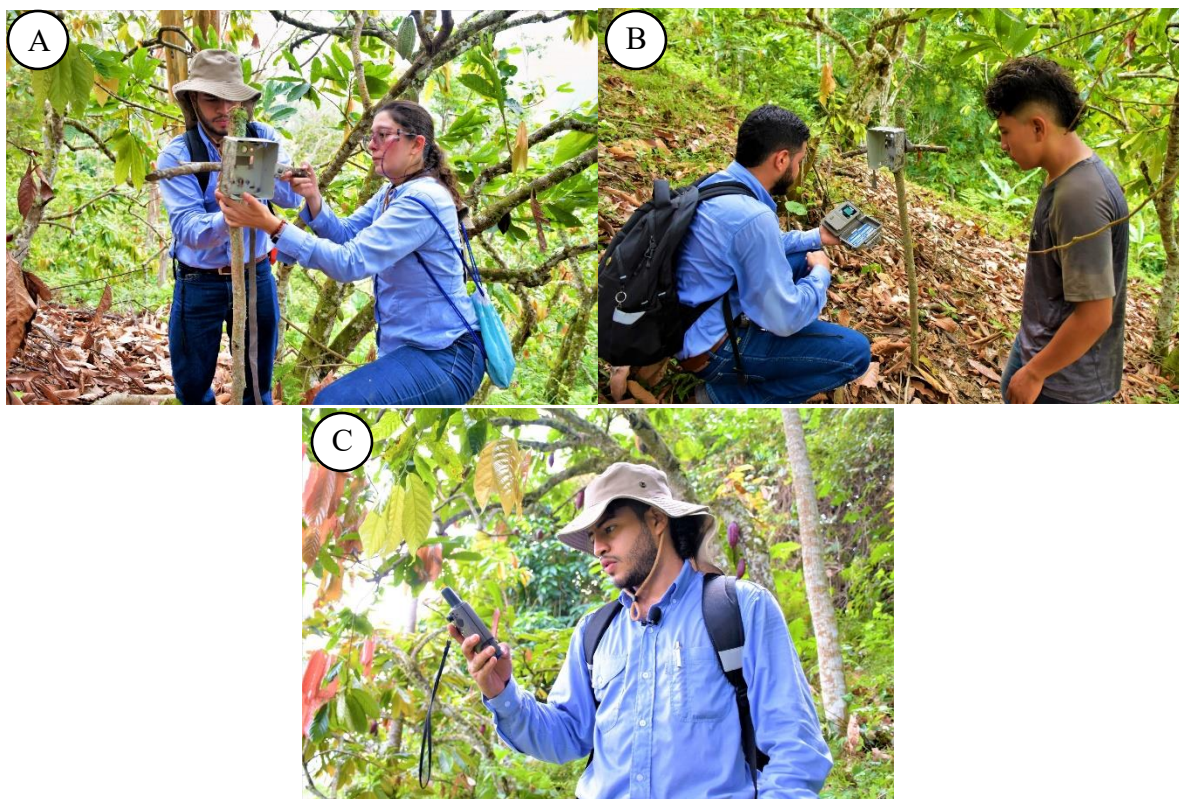


Figura 2. (A) Instalación de cámaras trampa en los lugares sugeridos por el productor, (B) acompañamiento del productor en la revisión de las cámaras trampa y (C) georreferenciación de la ubicación de las cámaras trampa.

Los individuos registrados se identificaron mediante literatura especializada (Emmons & Feer, 1997; Morales-Jiménez et al., 2004; Wilson & Reeder, 2005). Su gremio trófico se clasificó en insectívoros, frugívoros, herbívoros, carnívoros y omnívoros, de acuerdo con Muñoz-Saba et al. (2016) y López-Ramírez et al., (2020). Finalmente, se consultó el estado de amenaza de las especies a nivel nacional siguiendo la Resolución 0126 (Minambiente, 2024) y la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2024) para conocer el estado de amenaza de los mamíferos registrados.

5.4 Análisis de datos

5.4.1 *Esfuerzo de muestreo*

El esfuerzo de muestreo se calculó multiplicando el número total de cámaras-trampa por el total de días que estuvieron activas (Medellín et al., 2006).

5.4.2 *Complejidad del muestreo*

Se utilizó el paquete biodiversity (Kindt y Coe, 2005) en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010) para calcular la complejidad del muestreo. Mediante la función *accumresult*, se empleó el método exact, donde se estimó la riqueza promedio de especies esperadas (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

5.4.3 *Frecuencia de captura mediante RAI*

Se estimó la frecuencia de captura como una aproximación a la abundancia relativa mediante el índice de abundancia relativa (IAR o RAI según sus siglas en inglés), cuyo índice que expresa el número promedio de registros por cada 100 días de muestreo (Mandujano & Pérez-Solano, 2019; Pardo-Vargas & Payán-Garrido, 2015). Este índice asume que cuanto mayor es el valor del RAI, la frecuencia de captura de la especie es mayor; sin embargo, no lo expresa como número de individuos de la población sino como un índice (O'Brien, 2011; Pardo-Vargas & Payán-Garrido, 2015).

En este orden de ideas, se usó el RAI clásico o tradicional, donde se calculó el RAI clásico agrupando la información registrada en todas las cámaras trampa, considerando un evento como independiente según los siguientes criterios:

- Registros consecutivos de individuos de la misma especie separados por más de una hora, excepto si fue posible diferenciar entre los individuos registrados, ya que es el

tiempo estimado para que el animal continúe con su recorrido y así evitar una sobreestimación del muestreo (Tobler et al., 2008).

- Registros no consecutivos de individuos de la misma especie, debido a que la captura continua puede indicar el registro de un mismo individuo (Mosquera-Guerra et al., 2018).
- Registros consecutivos de individuos diferentes especies, puesto que permite diferenciar los individuos capturados (Mosquera-Guerra et al., 2018).

A continuación, se calculó el número de eventos independientes por cada especie y se dividió entre el tiempo total de muestreo (esfuerzo de muestreo) expresado como trampas-noche. (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Este se multiplicó por 100 trampas/noche para comparar con otros estudios (Carbone et al., 2001; Monroy-Vilchis et al., 2009), a partir de la siguiente fórmula (ecuación 1) (Mandujano & Pérez-Solano, 2019):

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

Ecuación 1. Frecuencia de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes mediante RAI.

Donde: n_{tot} es el número total de eventos independientes de la *i-especie* en $dias_{tot}$ que corresponde al esfuerzo de muestreo o número total de días de muestreo.

Estos análisis se llevaron a cabo en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010) mediante el paquete RAI.R, el cual permite calcular el RAI clásico (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). En concordancia con lo anterior, los datos de las cámaras-trampa se organizaron en cuatro columnas, partiendo de la siguiente secuencia: Camera, Species, Events y Effort, correspondientes a cámara-trampa, especie, número de registros independientes y esfuerzo de muestreo,

respectivamente. A continuación, se guardó el archivo en formato .csv y se cargó en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010). Seguidamente, se empleó la función RAIgral para calcular el RAI clásico (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

5.4.4 Curva rango de captura

Se construyó un perfil de capturas para conocer la frecuencia de captura de los mamíferos medianos y grandes en cada una de las fincas, usando el método de Whittaker (1965). En este las especies son representadas en una escala logarítmica donde la primera es la más frecuente y la última es la menos frecuente (Echavarría, 2021). Con base a las categorías propuestas por Gaviria-Ortiz & Henao-Bañol (2011) las especies registradas se clasificaron de acuerdo con la cantidad de registros en: muy frecuentes (más de 10 registros), frecuentes (entre 6-10 registros), poco frecuentes (de 2 a 5 registros) y raras (1 solo registro). Las curvas de rango de captura se visualizaron mediante el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010), usando el paquete Vegan (Oksanen et al., 2023) a través de la función “as.rad”.

5.4.5 Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Se calculó la serie de números de Hill, los cuales representan el número efectivo de especies basado en sus abundancias relativas (Chao & Jost, 2012; Hill, 1973; Jost, 2006). Este índice incluye tres medidas de diversidad de especies:

Diversidad de orden 0 ($q = 0$), es una medida de la riqueza de especies, proporciona la misma importancia a todas las especies. Según la siguiente fórmula (ecuación 2):

$$D^q = \left(\sum_{i=1}^S P_i^q \right)^{1/(1-q)}, \quad q \geq 0, \quad q \neq 1.$$

Ecuación 2. Diversidad del orden 0 (^0D)

Donde p_i es la abundancia relativa de la especie i , es decir, la abundancia de la especie i dividida entre la suma total de abundancias de las S especies que integran la comunidad y el exponente q es el orden de la diversidad (Hill, 1973; Jost, 2006).

Diversidad de orden 1 ($q = 1$), es una medida del inverso de la diversidad de Shannon, proporciona mayor importancia a las especies comunes. Según la siguiente fórmula (ecuación 3):

$$D^1 = \text{Exp} \left(- \sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \right)$$

Ecuación 3. Diversidad del orden 1 (^1D)

Diversidad de orden 2 ($q = 2$), es una medida del inverso de la diversidad de Simpson, proporciona mayor importancia a las especies abundantes. Según la siguiente fórmula (ecuación 4):

$$D^2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

Ecuación 4. Diversidad del orden 2 (^2D)

5.4.6 Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Conocer los patrones de actividad de los mamíferos ayuda a comprender aspectos básicos de su ecología, como la competencia y la depredación, así como, a entender el impacto de las actividades humanas sobre el comportamiento de las especies (Blake et al., 2012). Se calculó el patrón de actividad para aquellas especies que contaran con el mayor número de registros independientes (Maffei et al., 2002; Monroy-Vilchis et al., 2011). Además, se usaron pruebas de Kuiper (K) (González-Maya et al., 2015) usando el paquete circular (Mandujano & Pérez-Solano,

2019) en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010) para evaluar la homogeneidad y distribución de los registros para el conjunto y para cada una de las especies durante el periodo de 24 horas.

La prueba de uniformidad de Kuiper determina si los registros de actividad poseen una direccionalidad (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Esta tiene como hipótesis nula H_0 : la distribución de los datos es al azar y por lo tanto siguen una distribución uniforme, y como hipótesis alterna H_a : los datos no están distribuidos al azar y muestran direccionalidad (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

Las especies registradas se clasificaron según su patrón de actividad en diurnas (de las 8:00 a las 18:00 horas), nocturnas (de las 20:00 a las 06:00 horas), crepuscular matutino (entre las 6:00 y las 8:00 horas) y crepuscular vespertino (entre las 18:00 y las 20:00 horas) (Maffei et al., 2002; Monroy-Vilchis et al., 2011).

El patrón de actividad diario de cada especie se determinó usando el paquete `overlap` en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010), mediante la estimación de la densidad Kernel a través de la función `densityPlot` (Meredith & Ridout, 2017). Inicialmente, se creó una base de datos en el programa Excel, con las siguientes columnas: Number, Station, Species, DateTimeOriginal, Date, Time, Time_2. En la columna “Time_2”, se copiaron y pegaron los datos de la columna “Time”, y, se cambió el formato de la columna a general, para convertir las horas a números decimales en un rango de cero a uno (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Seguidamente, se guardó el archivo en formato .csv. En el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010) las horas de actividad de la columna “Time_2” se cambiaron a radianes (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

5.4.7 Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

El coeficiente de sobreposición (Δ) es una medida no paramétrica utilizada para comparar el patrón de actividad entre especies, edades, sexos, épocas o áreas de estudio (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). El valor de este coeficiente va de cero a uno, donde cero corresponde a actividad diferente, por ejemplo, un organismo estrictamente nocturno en comparación con otro estrictamente diurno, y uno hace referencia a actividad igual entre los individuos analizados (Ridout & Linke 2009; Schmid & Schmidt, 2006).

Se estimó el coeficiente de sobreposición como medida no paramétrica para observar el área de coincidencia de los patrones de actividad de dos especies a través de dos curvas de densidad y sus intervalos de confianza (Schmid & Schmidt, 2006).

En el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010) se utilizó el paquete `overlap` para estimar la actividad y sobreposición de las especies usando la base de datos del objetivo dos. Este paquete estima tres Δ : 1, 4 y 5, de los cuales, se usó el $\Delta 1$ puesto que es usado para tamaños de muestra menor a 50 registros, en cambio, el $\Delta 4$ se usa para una muestra mayor a 75 registros, y, el $\Delta 5$ no es recomendable usar, ya que, según los autores varía dependiendo el número de registros utilizados (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

Se empleó la función `summary()` para ver el número de registros de cada especie, y se tuvo en cuenta aquellas especies con 20 o más registros para tener una mejor estimación de Δ (coeficiente de sobreposición) (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Se utilizó la función `densityPlot()` para graficar el horario de actividad de cada especie (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Por otro lado, para estimar la sobreposición entre dos especies se usó la función `overlapEst()` y a través de la función `overlapPlot()` se graficaron los resultados (Mandujano & Pérez-Solano,

2019). Adicionalmente, se siguió la clasificación propuesta por Monterroso et al., (2014) para evitar interpretaciones subjetivas en los niveles de sobreposición (tabla 1).

Tabla 1. Valores guía para la estimación del coeficiente de sobreposición entre las especies (Δ = coeficiente de sobreposición).

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

6. Resultados

En la finca Montegrando las cámaras-trampa estuvieron activas durante 13 meses aproximadamente, mientras que en las fincas Villa del Rosario y Miraflores estuvieron activas cinco meses aproximadamente. Con nueve cámaras-trampa usadas en la investigación se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 1.529 trampas/noche (tabla 2), que permitió registrar e identificar 17 especies de mamíferos medianos y grandes (anexo 1), distribuidas en seis órdenes, 13 familias y 16 géneros (tabla 3).

Tabla 2. Ubicación de las cámaras trampa (C) en las fincas. Finca Montegrando (F1), finca Vila del Rosario (F2) y finca Miraflores (F3).

Finca	ID cámara	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Noches activa
Montegrando	F1C1	6.92614167	-73.40088333	455	349
	F1C2	6.92656667	-73.40075556	447	275
	F1C3	6.92649167	-73.40002555	466	210
Villa del Rosario	F2C1	6.91880278	-73.41123333	405	141
	F2C2	6.91907778	-73.41178889	397	141
	F2C3	6.91834167	-73.41022222	425	98
Miraflores	F3C1	6.93483889	-73.36351111	1.094	126
	F3C2	6.93633889	-73.36232500	1.041	126
	F3C3	6.93622778	-73.36190556	1.023	63

En total se obtuvo 1.154 registros independientes de mamíferos medianos y grandes en el cultivo de cacao (tabla 3). Las especies que tuvieron mayor frecuencia de captura (RAI) (figura 3) fueron *Mazama americana* con 25,64% de RAI y 392 registros independientes, *Didelphis marsupialis* con 15,63% de RAI y 239 registros independientes, seguido de *Cuniculus paca* con 10,66% de RAI y 163 registros independientes y *Dasyprocta punctata* con 10,46% de RAI y 160 registros independientes.

Por otro lado, las especies con menor frecuencia de captura (figura 3) fueron *Conepatus semistriatus* y *Herpailurus yagouaroundi* cada una con 0,07% de RAI y un registro independiente, seguido de *Galictis vittata* y *Leopardus pardalis* ambos con 0,26% de RAI y cuatro registros independientes y *Leopardus wiedii* con 0,39 de RAI y seis registros independientes.

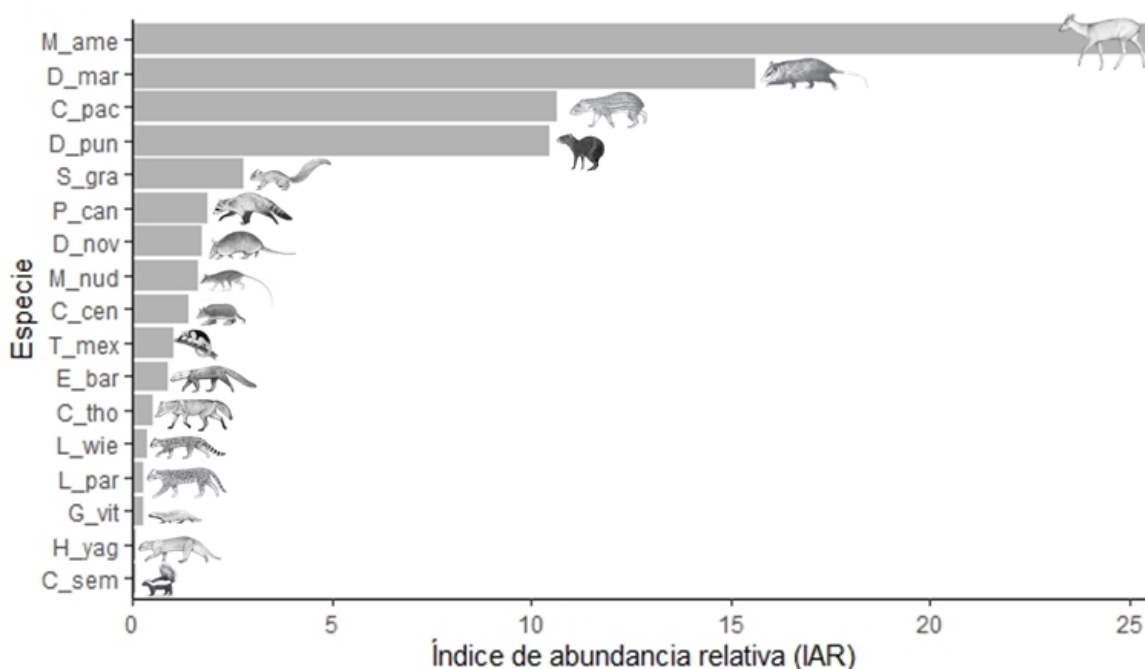


Figura 3. Frecuencia de captura mediante RAI de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en San Vicente de Chucurí, Santander. M_ame: *Mazama americana*, D_mar: *Didelphis marsupialis*, C_pac: *Cuniculus paca*, D_pun: *Dasyprocta punctata*, S_gra: *Syntheosciurus granatensis*, P_can: *Procyon cancrivorus*, D_nov: *Dasypus novemcinctus*, M_nud: *Metachirus nudicaudatus*, C_cen: *Cabassous centralis*, T_mex: *Tamandua mexicana*, E_bar: *Eira barbara*, C_tho: *Cerdocyon thous*, G_vit: *Galictis vittata*, L_wie: *Leopardus wiedii*, L_par: *Leopardus pardalis*, H_yag: *Herpailurus yagouaroundi*, C_sem: *Conepatus semistriatus*. Fuente: Elaboración propia.

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2024) 14 especies se encuentran en la categoría de menor preocupación (LC), dos especies están en la categoría de datos deficientes (DD) (*C. centralis* y *M. americana*) y una especie en la categoría de casi amenazado (NT) (*L. wiedii*). Para Colombia, según la resolución 0126 (Minambiente, 2024) las especies registradas no se encuentran bajo amenaza.

En cuanto a la composición del ensamblaje se destaca la familia Felidae, con el mayor número de especies, seguido de Didelphidae y Mustelidae (tabla 3). Entre los órdenes representativos se resalta el orden Carnivora, al presentar el mayor número de familias, con cinco familias, seguido de Rodentia con tres familias y, Cingulata y Didelphimorphia, con dos. En cambio, los órdenes menos representativos fueron Artiodactyla, Didelphimorphia y Pilosa. También fueron registradas especies domésticas como bovinos y perros.

Tabla 3. Frecuencia de captura (RAI) de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas en el cultivo de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander. N: registros independientes. RAI: frecuencia de captura. (*) Especies registradas en todas las fincas.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	N	RAI (%)	Gremio trófico
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i> *	Venado*	392	25,64	Herbívoro
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro perruno	8	0,52	Omnívoro
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote o tigrillo	4	0,26	Carnívoro
		<i>Leopardus wiedii</i>	Margay o tigrillo	6	0,39	Carnívoro
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundi	1	0,07	Carnívoro
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorrillo o mapuro	1	0,07	Omnívoro
	Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Hurón	4	0,26	Carnívoro
		<i>Eira barbara</i>	Tarya o zorro umba	14	0,92	Omnívoro
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache o zorra patona	29	1,9	Omnívoro
Cingulata	Chlamyphoridae	<i>Cabassous centralis</i>	Armadillo cola de trapo	22	1,44	Insectívoro

	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i> *	Armadillo de nueve bandas*	27	1,77	Insectívoro
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i> *	Zarigüeya común o fara*	239	15,63	Omnívoro
		<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Chucha cuatro ojos	25	1,64	Omnívoro
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Hormiguero	16	1,05	Insectívoro
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i> *	Tinajo*	163	10,66	Frugívoro
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i> *	Ñeque*	160	10,46	Frugívoro
	Sciuridae	<i>Syntheosciurus granatensis</i> *	Ardilla de cola roja*	43	2,81	Frugívoro

De acuerdo con la curva rango de captura en la finca Miraflores *D. marsupialis* fue muy frecuente, *D. punctata* y *L. wiedii* fueron frecuentes, y *C. paca*, *D. novemcinctus* y *T. mexicana* poco frecuentes. Las otras seis especies registradas en la finca fueron raras. En cambio, en la finca Montegrando se registraron 11 especies muy frecuentes, dos especies poco frecuentes (*G. Vitatta* y *L. pardalis*) y dos especies raras (*C. semistriatus* y *H. yaguaorondi*). Asimismo, en Villa del Rosario se registraron cinco especies muy frecuentes, una especie frecuentes (*C. thous*) y dos especies poco frecuentes (*D. novemcinctus* y *E. barbara*) (figura 4).

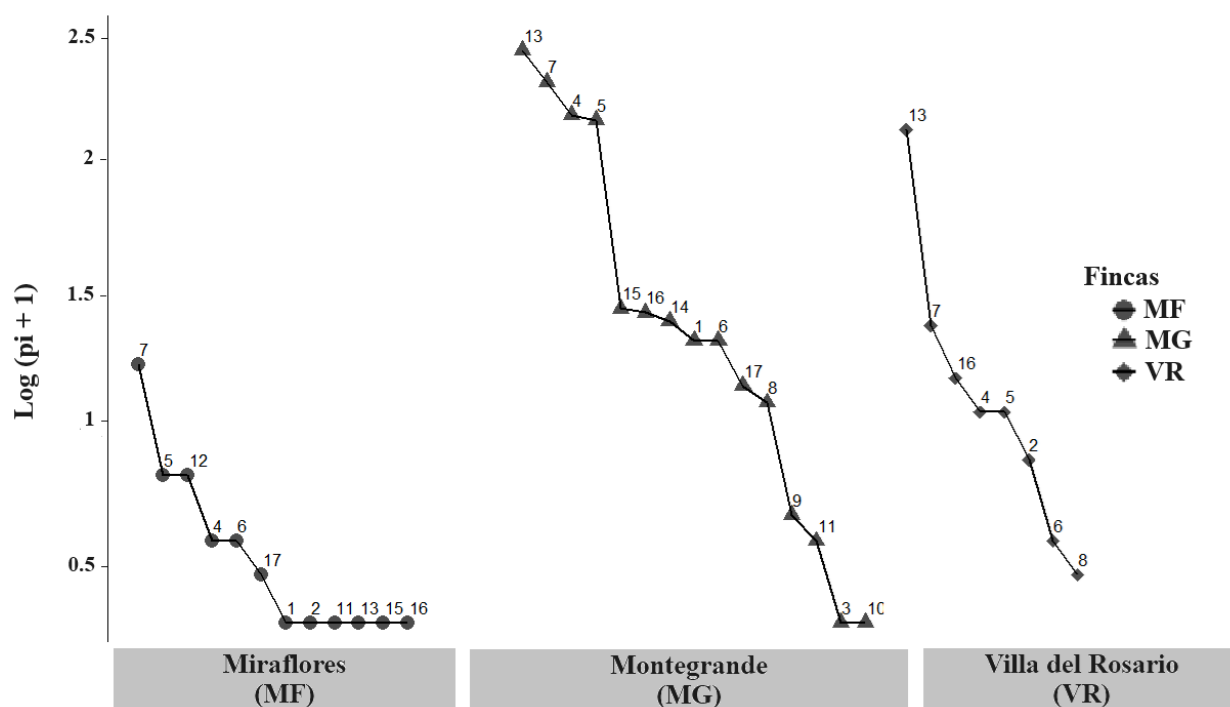


Figura 4. Curva rango de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas en el cultivo de cacao en cada una de las fincas. MF: Finca Miraflores. MG: Finca Montegrande. VR: Finca Villa del Rosario. 1: *Cabassous centralis*. 2: *Cerdocyon thous*. 3: *Conepatus semistriatus*. 4: *Cuniculus paca*. 5: *Dasyprocta punctata*. 6: *Dasypus novemcinctus*. 7: *Didelphis marsupialis*. 8: *Eira barbara*. 9: *Galictis vittata*. 10: *Herpailurus yagouaroundi*. 11: *Leopardus pardalis*. 12: *Leopardus wiedii*. 13: *Mazama americana*. 14: *Metachirus nudicaudatus*. 15: *Procyon cancrivorus*. 16: *Syntheosciurus granatensis*. 17: *Tamandua mexicana*. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, la curva de acumulación de especies reveló una completitud significativa en la investigación. En cuanto a la representatividad del muestreo, se registró el 94% de las especies de mamíferos medianos y grandes en el cultivo de cacao, debido a que se observaron 17 especies de 18 esperadas (figura 5).

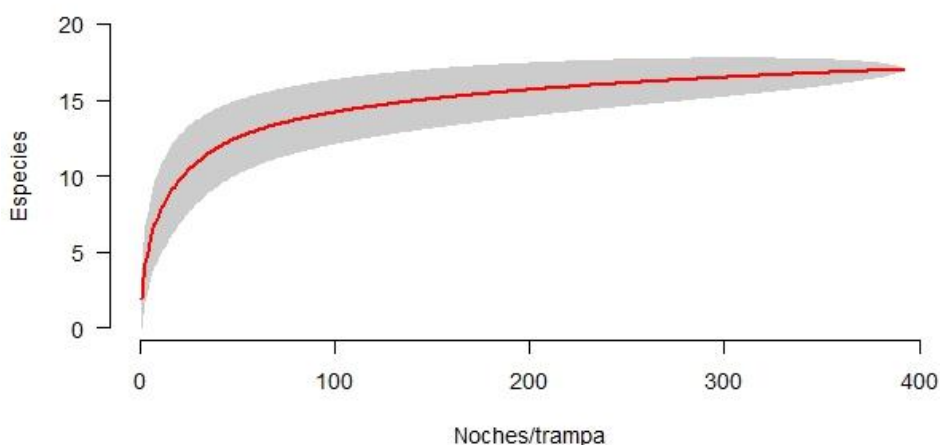


Figura 5. Curva de completitud del muestreo o curva de acumulación de especies de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en San Vicente de Chucurí, Santander. Fuente: Elaboración propia.

En este sentido, la finca Villa del Rosario tuvo una completitud del 100% con ocho especies registradas (anexo 2), seguido de la finca Montegrande, la cual con 15 especies registradas tuvo una completitud del 94% (anexo 3) y Miraflores con 12 especies registradas tuvo una completitud del 63% (anexo 4).

6.1 Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Según los números de diversidad de Hill, en general se registraron 17 especies efectivas, de las cuales seis fueron especies comunes y cinco de estas especies fueron dominantes (figura 6). Por su parte, en la finca Montegrande se registraron 15 especies efectivas, seis especies comunes y cinco dominantes (anexo 5). En Miraflores se registraron 12 especies efectivas, seis especies comunes y cuatro dominantes (anexo 6). Por otro lado, en Villa del Rosario, registraron 8 especies efectivas, tres especies comunes y una dominante (anexo 7).

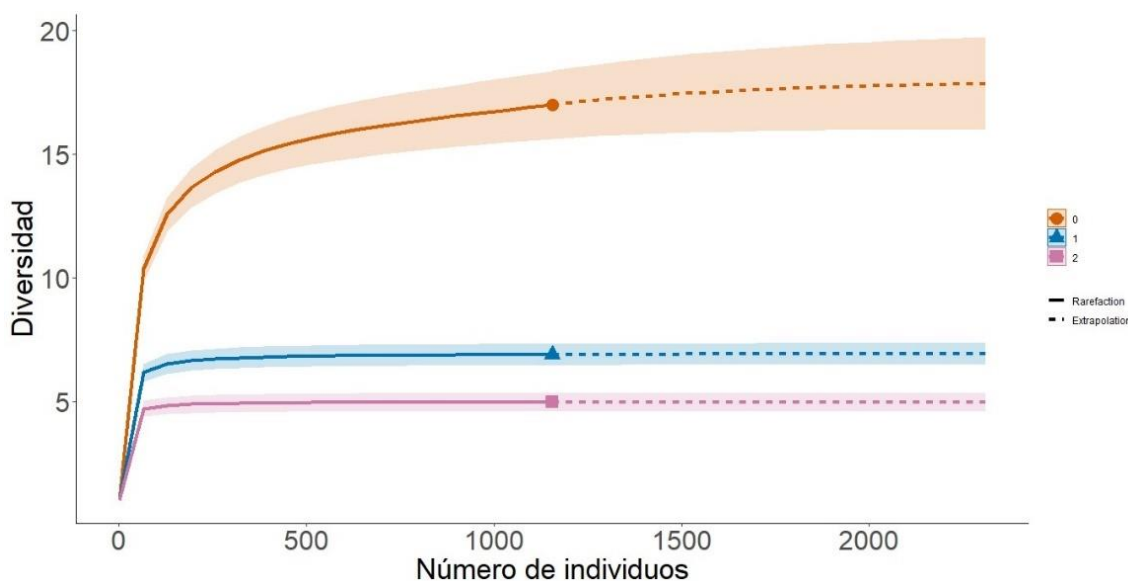


Figura 6. Serie de números de Hill de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en San Vicente de Chucurí, Santander. Fuente: Elaboración propia

6.2 Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao San Vicente de Chucurí, Santander

El ensamblaje de mamíferos medianos y grandes mostró una actividad predominantemente nocturna (test de Kuiper = 10.596), ya que el test de uniformidad de Kuiper rechazó la hipótesis nula, por lo tanto, la actividad de las especies no está distribuida al azar y presenta una direccionalidad. En este sentido, se registraron cinco especies con tendencia nocturna, dos especies con actividad nocturna-crepuscular vespertina, y dos especies con actividad diurna (tabla 4).

Las especies con actividad nocturna fueron *C. centralis*, *C. paca*, *D. novemcinctus*, *M. americana* y *P. cancrivorus*. Por su parte, *D. marsupialis* y *M. nudicaudatus* presentaron actividad nocturna y crepuscular vespertina. Mientras que *D. punctata* y *S. granatensis* tuvieron actividad diurna. Adicionalmente, se incluyó el patrón de actividad de *H. sapiens*, quién presentó actividad diurna (tabla 4).

Tabla 4. Patrones de actividad de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas en el cultivo de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander. D: diurna. N: nocturna. CM: crepuscular-matutino. CV: crepuscular-vespertino.

Nombre común	Nombre científico	Actividad	Test de Kuiper
Armadillo cola de trapo	<i>Cabassous centralis</i>	N	2.7343
Tinajo*	<i>Cuniculus paca</i> *	N	7.4506
Ñeque*	<i>Dasyprocta punctata</i> *	D	6.1801
Armadillo de nueve bandas*	<i>Dasypus novemcinctus</i> *	N	3.3071
Zarigüeya común o fara*	<i>Didelphis marsupialis</i> *	N – CV	8.6503
Humano	<i>Homo sapiens</i>	D	6.2689
Venado*	<i>Mazama americana</i> *	N	10.6986
Chucha cuatro ojos	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	N – CV	3.2446
Mapache o zorra patona	<i>Procyon cancrivorus</i>	N	2.8958
Ardilla de cola roja*	<i>Syntheosciurus granatensis</i> *	D	3.8190

Las especies nocturnas presentaron picos de actividad como *C. centralis* quien tuvo un pico de actividad entre las 4 y 5 horas. *C. paca* cuyo pico de actividad se presentó entre las 0 y las 2 horas. *D. novemcinctus* quien tuvo un pico de actividad, entre las 19 y 21 horas. *M. americana* presentó una actividad homogénea, sin embargo, resalta un pico de actividad entre las 0 y las 2 horas. Finalmente, *P. cancrivorus* presentó dos picos de actividad, entre las 20 y 21 horas y las 1 y 2 horas (figura 7).

De manera similar, las especies nocturno-crepuscular también presentaron picos de actividad. *D. marsupialis*, por su parte, tuvo una actividad homogénea, con dos picos de actividad, entre las 19 y 20 horas y las 1 y 2 horas. Mientras que *M. nudicaudatus* tuvo un pico de actividad entre las 19 y 20 horas. Además, especies diurnas como *D. punctata* tuvo un pico de actividad entre las 17 y 19 horas, y *S. granatensis*, presentó actividad homogénea un pico de actividad, entre las 6 y 9 horas (figura 7).

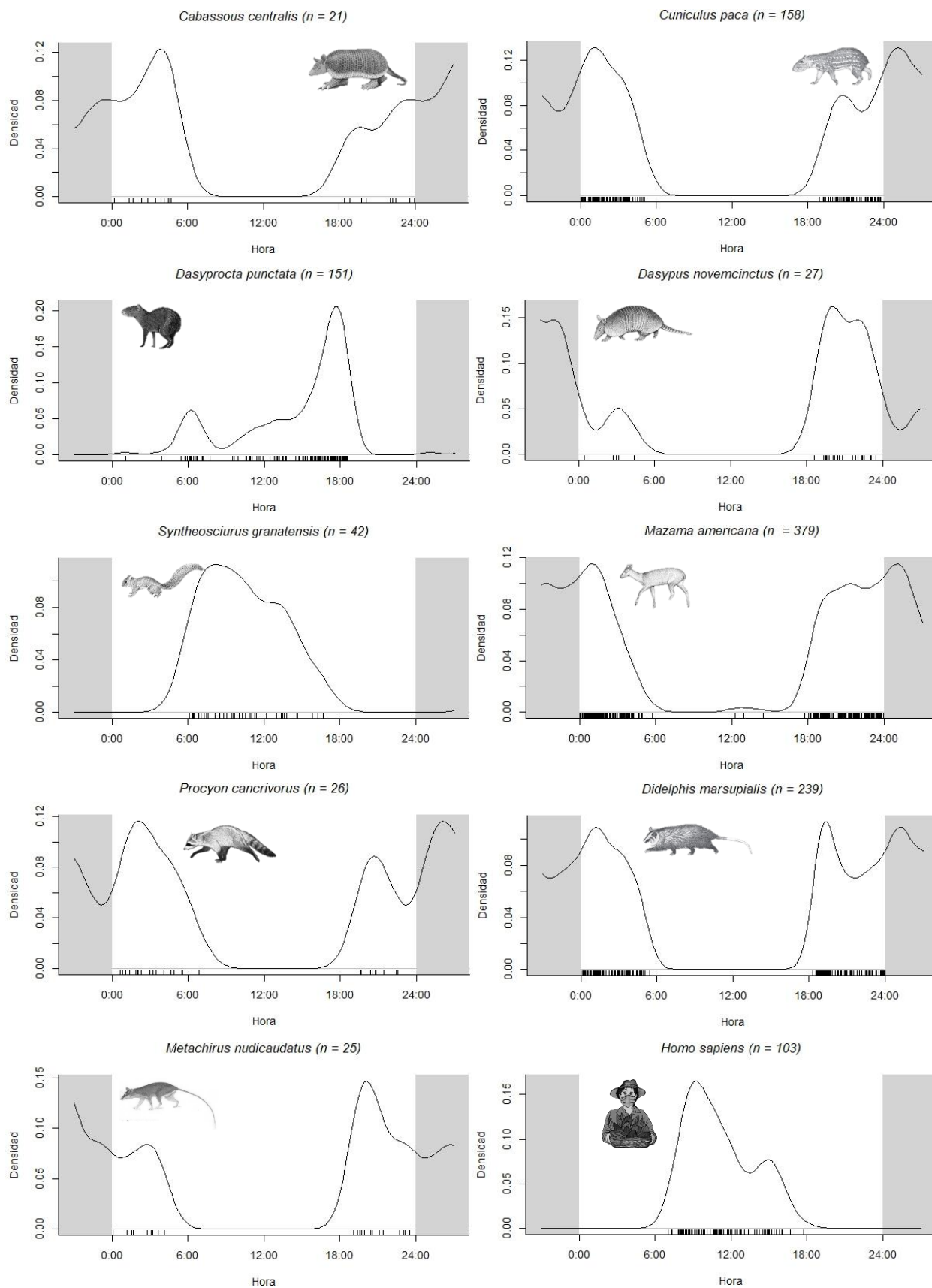


Figura 7. Densidad de Kernel de los patrones de actividad diarios de nueve especies de mamíferos medianos y grandes registradas en el cultivo de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander (incluye al humano). Las líneas verticales cortas sobre el eje x son los registros, y, el eje y indica la densidad. Fuente: Elaboración propia.

6.3 Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

El coeficiente de sobreposición de *H. sapiens* con las especies de mamíferos medianos y grandes que mostraron actividad nocturna fue de cero, es decir, la actividad de estas especies no estuvo sobrepuesta con la actividad del humano. En cambio, se evidenció sobreposición entre la actividad del humano y las especies que exhibieron actividad diurna (*D. punctata* y *S. granatensis*).

D. punctata y *Homo sapiens* mostraron baja sobreposición, ya que compartieron un 41% del horario de su actividad ($\Delta = 0,41$). Mientras que *S. granatensis* y *H. sapiens* tuvieron alta sobreposición debido a que compartieron el 80% de su actividad ($\Delta = 0,8$). Los resultados muestran que la actividad de *D. punctata* disminuye cuando la actividad de *H. sapiens* aumenta y viceversa (figura 8), por lo tanto, la gráfica evidencia que la relación entre el patrón de actividad entre estas especies fue inversamente proporcional (figura 8A), puesto que cuanto mayor es la actividad de *H. sapiens*, menor es la actividad de *D. punctata* en el cultivo. En cuanto a la relación de la actividad entre *S. granatensis* y *H. sapiens*, su patrón de actividad fue directamente proporcional (figura 8B), ya que cuanto mayor es la actividad de *H. sapiens*, mayor es la actividad de *S. granatensis* en el cultivo, a pesar de esto, se presentó un ligero cambio entre las 12 y 14 horas, donde la actividad de *H. sapiens* disminuyó y la actividad de la *S. granatensis* aumentó.

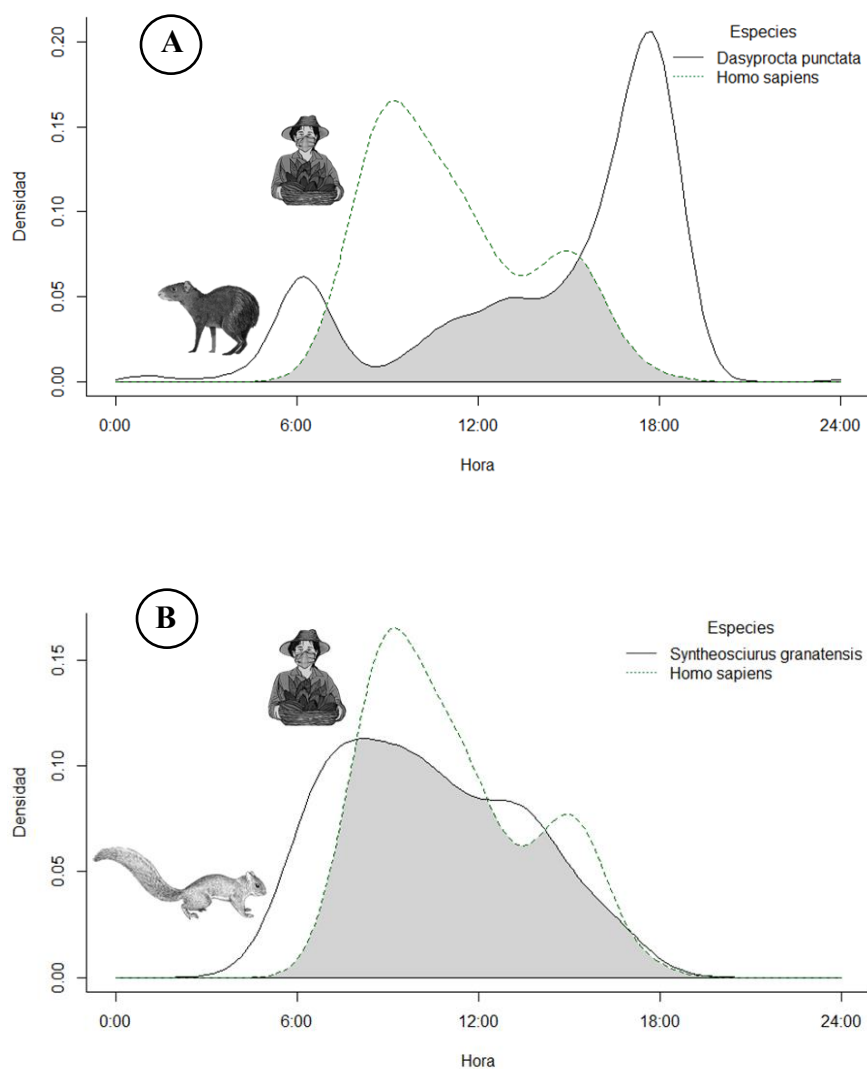


Figura 8. Actividad de dos especies de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano. (A) Actividad y sobreposición del ñeque (*Dasyprocta punctata*) y el humano (*Homo sapiens*). (B) Actividad y sobreposición de la ardilla de cola roja (*Syntheosciurus granatensis*) y el humano (*Homo sapiens*). Fuente: Elaboración propia.

7. Discusión

7.1 Objetivo uno: Diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Los resultados de esta investigación aportan información sobre la distribución actual y la ecología de las especies de mamíferos medianos y grandes en el cultivo de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander. Su importancia radica en el hecho que los cultivos se están expandiendo rápidamente y transformando los ecosistemas naturales (Bozzi, 2007; Fizherbert et al. 2008). En este sentido, las 17 especies encontradas (anexo 1) contribuyen significativamente al conocimiento de la diversidad de mamíferos medianos y grandes en los cultivos agroforestales de cacao. Estos resultados adquieren mayor relevancia al considerar que las especies registradas representan el 3,1% del total presente en Colombia y el 10,4% de las especies de mamíferos registradas en el departamento de Santander (Ramírez-Chávez et al., 2021; Vélez et al., 2018). Además, debido a que el cultivo de cacao abarca aproximadamente el 5,8% de la superficie del departamento, resalta la importancia ecológica de estas zonas en la conservación de los mamíferos medianos y grandes (González, 2019). De acuerdo con los resultados obtenidos, las especies de mamíferos medianos y grandes pueden usar el cultivo como lugar de tránsito para desplazarse, descansar y forrajear (López-Ramírez et al, 2020).

En el cultivo de cacao de la finca Montegrando se encontraron 15 especies de mamíferos medianos y grandes con un esfuerzo de muestreo de 834 trampas/noche, mientras que en la finca Miraflores se registraron 12 especies y en la finca Villa del Rosario ocho especies, con un esfuerzo de muestreo de 315 y 380 trampas/noche, respectivamente. Los resultados obtenidos en la finca Montegrando y Villa del Rosario concuerdan con lo propuesto por Díaz-Pulido & Payán-Garrido (2012), quienes establecen que entre mayor es el esfuerzo de muestreo, mayor es la probabilidad

de detectar especies de mamíferos medianos y grandes. Sin embargo, el número de especies registradas en la finca Miraflores no concuerda con lo propuesto por Díaz-Pulido & Payán-Garrido (2012), ya que se registraron 12 especies con un esfuerzo de muestreo de 315 trampas/noche, por lo tanto, la riqueza en dicha finca puede estar relacionada con las prácticas de manejo, el tamaño del cultivo de cacao y el estado de conservación de los bosques remanentes cercanos (Schroth, & Harvey, 2007). Así mismo, la riqueza de las fincas Montegrande y Villa del Rosario se relaciona con su proximidad a la franja de protección que rodea al embalse Topocoro, propiedad de la empresa ISAGEN S.A. E.S.P., ya que, dicha franja puede ser un refugio para estas especies (Cáceres-Gómez et al., 2022).

En general, la riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes que se registraron coincide con los resultados de la investigación realizada por Peralta-Zapata y colaboradores (2019) quienes encontraron 24 especies de mamíferos medianos y grandes en cinco parcelas de cacao y con lo obtenido por López-Ramírez y colaboradores (2020), quienes hallaron ocho especies de mamíferos medianos y grandes en el cultivo de cacao y nueve especies en un bosque de galería y los remanentes de bosques cercanos. Por otro lado, en comparación con monocultivos, fue mayor el número de especies registradas en el cultivo de cacao que en un cultivo de palma de aceite, puesto que Pardo-Vargas & Payán-Garrido (2015) registraron nueve especies de mamíferos asociadas a las plantaciones de palma, seis a sabana y 16 a bosque de galería. Adicionalmente, la riqueza de mamíferos en el cultivo de cacao se aproxima a lo reportado por Cáceres-Martínez y colaboradores (2016) en el Parque Natural Nacional Tamá, quienes encontraron 12 especies de mamíferos medianos y grandes por medio de cámaras-trampa, seis a través de registros indirectos, uno mediante observación directa y uno con entrevistas.

La frecuencia de captura de las especies registradas en la finca Montegrande puede ser debido al esfuerzo de muestreo empleado y al poco manejo del cultivo, ya que esta fue la finca con menor presencia del agricultor en el cultivo (Díaz-Pulido & Payán-Garrido, 2012). A pesar de esto, las tres fincas compartieron a *D. marsupialis* como muy frecuente, mientras que *M. americana* fue muy frecuente en Montegrande y Villa del Rosario y rara en Miraflores. En este orden de ideas, el escaso número de registros independientes, y, por consiguiente, la baja frecuencia de captura de las especies observadas en la finca Miraflores puede estar relacionada con la densidad de las especies en esta zona, las actividades de rocería realizadas en el cultivo y la falta de coberturas boscosas debido al gran número de áreas intervenidas (Borón, 2013).

Por su parte, la frecuencia de captura (RAI) evidenció que en general las especies con mayor RAI fueron *M. americana* (RAI = 26,64%), cuya frecuencia puede estar relacionada con la disponibilidad de alimento dentro del cultivo de cacao, ya que se alimenta principalmente de frutas, pero cuando éstas son escasas consume brotes, hojas y hongos, así como, por la presencia de salados de ganado en el cultivo, puesto que las fincas donde tuvo mayor número de registros realizan prácticas ganaderas (Eisenberg & Redford, 1989; Sánchez et al., 2004; Wemmer, 1998). Esta especie es importante para el ensamblaje debido a que es uno de los herbívoros que más consume alimento debido a su tamaño, por lo cual, participa en el control poblacional de plantas mediante la depredación de plántulas y dispersión de semillas, y, por otro lado, es una fuente de alimento para los grandes carnívoros (Eisenberg & Redford, 1989; Rumiz, 2010).

En cuanto a *D. marsupialis* (RAI = 15,63%), la frecuencia de captura está relacionada con su alta tolerancia a la transformación del hábitat, sumado a su hábito alimenticio generalista u omnívoro, el cual incluye pequeños vertebrados, invertebrados, huevos, frutos silvestres y cultivos (Cuartas-Calle & Muñoz-Arango, 2003; Saldaña et al., 2020). Por lo anterior, *D. marsupialis* es

considerada importante en el control de pequeños vertebrados y la dispersión de semillas (Ceballos & Oliva, 2005; Franco-Quimbay & Rojas-Robles, 2004).

Con respecto a *C. paca* (RAI = 10,66%), también tolera la presión antrópica, puesto que suele encontrarse en áreas intervenidas (Naughton-Treves et al. 2003). Su alimentación consiste generalmente en comer semillas y frutos, pero también se alimenta de tallos, brotes, hojas y flores (Aranda-Sánchez 2012; Emmons & Feer 1997; Patton et al. 2015; Wilson & Reeder 2005). En el caso de *D. punctata* (RAI = 10,46%), es una especie herbívora cuya dieta consiste en semillas, frutos, hojas y corteza, por lo cual es considerado un importante dispersor de semillas, puesto que guarda alimento para épocas de escasez enterrando los frutos y semillas que recolecta dentro del área que habita (Eisenberg & Redford, 1989; Wright & Duber 2001).

Entre las especies con menor frecuencia de captura en las tres fincas están *H. yagouaroundi* (RAI = 0,07%), *L. pardalis* (RAI = 0,26%) y *L. wiedii* (RAI = 0,39%). La baja frecuencia de estas especies de felinos puede ser debido al amplio rango de distribución y el recorrido diario que hacen en búsqueda de sus presas, por ejemplo *L. pardalis* recorre entre 1 a 9 kilómetros (km) diariamente en búsqueda de alimento y tiene un rango de hogar de 43 km aproximadamente, mientras que los machos de *L. wiedii* tienen un rango de hogar de 15 a 43 km² y el *H. yagouarondi* tiene un rango de hogar de 15 a 43 km² (de Oliveira, 1998; Dillon & Kelly, 2008; Konecny, 1989; Pinilla-Buitrago et al. 2015). La presencia de carnívoros como los felinos en el cultivo de cacao subraya la importancia de este sistema agroforestal en la conservación de sus presas (Payán-Garrido & Soto-Vargas, 2012).

En concordancia con lo anterior, los cultivos agroforestales de cacao son propicios para el tránsito de especies de mamíferos medianos y grandes. Por lo cual, se recomienda dejar vegetación de sotobosque, mantener y conservar coberturas boscosas cercanas al cultivo, disminuir el uso de

herbicidas y pesticidas, no trabajar en el cultivo las 24 horas, sembrar árboles frutales que brinden alimento para los mamíferos e incluir al agricultor en la investigación (Borón, 2013; Linares-Arias et al., 2019; Peralta-Zapata et al., 2019).

7.2 Objetivo dos: Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Siete de las especies de mamíferos registradas en el cultivo de cacao presentaron actividad nocturna principalmente y se observaron dos especies con actividad estrictamente diurna. Las ocho especies restantes encontradas no se les realizó este análisis puesto que tuvieron menos de 20 registros independientes, por lo tanto, puede conducir a vacíos en la comprensión de su comportamiento (Galvis, 2022). En este sentido, los patrones de actividad de las especies son importantes a la hora de conocer su biología y ecología, ya que pueden estar influenciados por las condiciones del hábitat, la densidad poblacional, la presencia de depredadores, disponibilidad de alimento y actividades antrópicas (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012; McCleery et al., 2021; McCleerley et al., 2022; Monroy-Vilchis et al., 2011; Mosquera-Guerra et al., 2018).

Las especies que presentaron actividad estrictamente nocturna fueron *C. centralis*, *C. paca*, *D. novemcinctus*, *M. americana* y *P. cancrivorus* lo cual coincide con la información reportada previamente para dichas especies (Blake et al., 2012; Ferreira & Vieira, 2016; Lira-Torres & Briones-Salas, 2012; Mosquera-Guerra et al., 2018). Sin embargo, Blake y colaboradores (2012) encontraron que *M. americana* tuvo un patrón de actividad tanto diurno como nocturno en un bosque húmedo tropical, lo cual difiere de los resultados hallados en el cultivo de cacao donde esta especie presentó actividad nocturna principalmente, por lo tanto, su actividad puede estar siendo influenciada por la actividad antrópica. De manera similar, Lira-Torres & Briones-Salas, (2012) reportaron que la actividad de *C. paca* y *D. novemcinctus* fue nocturno-crepuscular en un bosque

tropical, mientras que en el cultivo de cacao estas especies tuvieron actividad nocturna, por lo cual, se presume que la presión antrópica está ejerciendo un efecto sobre la actividad de estas especies

La actividad nocturno-crepuscular vespertina de *D. marsupialis* y *M. nudicaudatus* en el cultivo de cacao concuerda con lo encontrado por Fonseca-Prada y colaboradores (2023) y Lira-Torres & Briones-Salas (2012). Adicionalmente, se ha reportado actividad nocturna para estas especies (Mosquera-Guerra et al., 2018; López-Ramírez et al., 2020). Por otro lado, *D. punctata* y *S. granatensis* tuvieron actividad diurna, igual que lo reportado por Cáceres-Martínez y colaboradores (2016), Fonseca-Prada y colaboradores (2023) y Mosquera-Guerra y colaboradores (2018). En lo que respecta a *D. punctata*, diferentes estudios han mencionado que esta especie puede tener actividad diurno-crepuscular (Albanesi et al., 2016; Encalada-Caicedo, 2018; Hernández-Pérez et al., 2015). También se ha reportado actividad nocturna para la especie, por lo cual su patrón de actividad puede ser modificado por factores como la disponibilidad de alimentos, riesgo de depredación y actividad antrópica (Albanesi et al., 2016; Lambert et al., 2009; Suselbeek et al., 2014).

7.3 Objetivo tres: Actividad de mamíferos medianos y grandes y su sobreposición con la actividad del humano en cultivos agroforestales de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander

Las especies que tuvieron sobreposición con la actividad de *H. sapiens* en el cultivo de cacao fueron *D. punctata* y *S. granatensis*. Los resultados muestran que *S. granatensis* tuvo alta tolerancia a la presencia de *H. sapiens* puesto que el coeficiente de sobreposición para estas especies fue del 80% ($\Delta = 0,8$). Dicha tolerancia concuerda con lo encontrado por Nitikman, (1985), quien expone que algunos individuos de la especie se muestran indiferentes a la presencia del humano, mientras que otros son tímidos y huyen si se les molesta. Este autor sugiere que los

individuos indiferentes tienden a ser residentes, mientras que los tímidos y nerviosos son transeúntes. En este orden de ideas, los resultados señalan que los individuos registrados en el cultivo de cacao son residentes.

En concordancia con lo anterior, *S. granatensis* es una especie que los agricultores observan de manera directa cuando realizan sus labores durante el día. Esta se ha observado alimentándose de la mazorca del cacao, razón por la cual ha sido considerada una amenaza para el cultivo (López-Ramírez et al., 2020; Monje, 2018; Peralta-Zapata et al., 2019). Este hecho motiva a algunos agricultores a tomar represalias contra la especie. En este sentido, la conservación de la diversidad depende del diseño y manejo del cultivo por parte del agricultor y sus actitudes hacia la biodiversidad (Guiracocha et al., 2001). Por lo anterior, es importante incluir a los agricultores en la investigación para generar en ellos empoderamiento de las especies presentes en el cultivo, ya que son los principales protagonistas en el ejercicio de la conservación (Linares-Arias et al., 2019).

Por el contrario, *D. punctata* tuvo baja tolerancia a la presencia de *H. sapiens* puesto que el coeficiente de sobreposición para estas especies fue del 41% ($\Delta = 0,41$). Los resultados de la actividad de *D. punctata* en el cultivo de cacao concuerdan con lo encontrado por Kataria, (2023) quien reportó que esta especie evita el contacto con *H. sapiens* durante la mañana, pero en las horas de la tarde cuando la actividad de *H. sapiens* disminuye, *D. punctata* aumenta su actividad cerca a los asentamientos humanos. De este modo, *D. punctata* cambia sus tiempos de búsqueda de alimento lejos de los periodos de actividad humana para minimizar el riesgo de depredación (Kataria, 2023).

8. Conclusiones

El cultivo de cacao como sistema agroforestal alberga gran diversidad de especies de mamíferos medianos y grandes y puede ser un refugio para las mismas en San Vicente de Chucurí, Santander. De acuerdo al manejo del cultivo y la actitud del agricultor frente a la biodiversidad el cultivo puede contribuir a la conservación de estas.

La importancia del cultivo de cacao como sistema agroforestal radica en que puede estar funcionando como un corredor biológico para las especies, debido a que los mamíferos medianos y grandes usan el cultivo de cacao para desplazarse, descansar y forrajear.

La presencia del agricultor en el cultivo de cacao influye sobre los horarios de actividad de algunas de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas en San Vicente de Chucurí. A excepción de *S. granatensis*, la cual tuvo la capacidad de coexistir con *H. sapiens* durante el día.

9. Referencias

- Agostinelli, C & Lund, U. (2017). Package ‘circular’. *Repository CRAN*, 775, 142.
- Aguirre Sierra, L., Gómez-Junco, G., González-Maya, J., Hurtado-Moreno, A., Lemus-Mejía, L., Morales-Perdomo, J., Moreno-Díaz, C., Paredes-Casas, C., Peñuela-Salgado, M., Pérez-Torres, J., Prieto-García, M., Santanilla, M. J., Vélez-García, F., & Zárrate-Charry, D. (2023). Mamíferos de Cundinamarca: diversidad, conservación y cambio climático. Corporación Universitaria Minuto de Dios - UNIMINUTO.
- Ahumada, J., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE*, 8(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>
- 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., & Andelman, S. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2703–2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- Albanesi, S., Jayat, J., & Brown, A. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el piedemonte de Yungas del noroeste argentino. *Mastozoología Neotropical*, 23(2), 335–358.
- Almeida, A., & Martínez, E. (2002). Sistema de monitoreo ambiental comunitario: Indicadores biológicos de contaminación ambiental. *Obtenido de Acción ecológica. Quito, Ecuador: http://www.bionica.info/biblioteca/Almeida2002MonitoreoAmbientaComunitario.pdf*.

- Almeida-Rocha, J., Peres, C., & Oliveira, L. (2017). Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. *Biological Conservation*, 215, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.018>
- Aranda-Sánchez, J. (2012). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres en México.
- Arce-Plata, M., Herrera-Varón, Y., Gutiérrez-Montoya, C., Londoño-Murcia, C., Gómez, B., Martínez, S., Burbano, J., Urbina, L., Anaya, J., Gutiérrez, V., Gill, M., & Vihervaara, P. (2020). *Monitoreo comunitario de la biodiversidad en Montes de María*.
- Balmford, A., & Bond, W. (2005). Trends in the state of nature and their implications for human well-being. In *Ecology Letters* (Vol. 8, Issue 11, pp. 1218–1234). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00814.x>
- Beer, J. (1999). Theobroma cacao: un cultivo" agroforestal". *Agroforestería en las Américas Volumen 6, número 22 (1999)*.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A., Ingram, D., Verweij, P., Eikelboom, J., & Huijbregts, M. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356(6334), 180–183. <https://doi.org/10.1126/science.aaj1891>
- Bennett, E. (2002). Is there a link between wild meat and food security? *Conservation Biology*, 16(3), 590–592. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01637.x>
- Bhagwat, S., Willis, K., Birks, H., & Whittaker, R. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23(5), 261–267. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>
- Blake, J., Mosquera, D., Loiselle, B., Swing, K., Guerra, J., & Romo, D. (2012). Temporal activity

- patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica*, 18(2), 137-146.
- Blake, J. G., Mosquera, D., Loiselle, B. A., Swing, K., Guerra, J., & Romo, D. (2012). Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica* (Vol. 18).
- Boron, V., & Payán, E. (2013). Abundancia de carnívoros en el agropaisaje de las plantaciones de palma de aceite del valle medio del río Magdalena, Colombia. Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave, 165-176.
- Botero, J., Lentijo, G., & Sánchez, L. (2014). *Biodiversidad en zonas cafeteras de Colombia: Principales lecciones*. Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé).
- Bozzi, M. (2007). The Faces of the Oil Palm. Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite, Fedepalma. Bogotá, Colombia
- Broadley, K., Burton, A., Avgar, T., & Boutin, S. (2019). Density-dependent space use affects interpretation of camera trap detection rates. *Ecology and Evolution*, 9(24), 14031–14041. <https://doi.org/10.1002/ece3.5840>
- Bula, A. (2020). Importancia de la agricultura en el desarrollo socio-económico.
- Burgin, C., Colella, J., Kahn, P., & Upham, N. (2018). How many species of mammals are there? *Journal of Mammalogy*, 99(1), 1–14. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx147>
- Burton, A., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). Wildlife camera trapping: A review and recommendations for linking surveys to

- ecological processes. *Journal of Applied Ecology* (Vol. 52, Issue 3, pp. 675–685). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Cáceres-Gómez, L., Gutiérrez-Triana, L., Ramos-Pallares, E., Calderón-Patiño, J., Cediell-Martínez, F., Gutiérrez-Ramírez, A., Giraldo, H., Rodríguez, S., Torres-Chaparro, M., Cáceres-Gómez, Á. (2022): Muestreos de fauna silvestre existente en la franja de protección del embalse y áreas de reserva protectora de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. v1.2. ISAGEN S.A. E.S.P. Dataset/Occurrence. <https://doi.org/10.15472/njklte>
- Cáceres-Martínez, C., Acevedo Rincón, A. & González-Maya, J. (2016). Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tamá National Natural Park and buffer zone, Colombia. *Therya*, 7(2), 285-298.
- Caravaggi, A., Banks, P., Burton, A., Finlay, C., Haswell, P., Hayward, M., Rowcliffe, M., & Wood, M. (2017). A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* (Vol. 3, Issue 3, pp. 109–122). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/rse2.48>
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J., ... & Shahrudin, W. (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation forum* (Vol. 4, No. 1, pp. 75-79). Cambridge University Press.
- Carvajal-Alfaro, V., & Oviedo, P. (2022). Avistamiento de fauna silvestre en plantaciones de cacao en la Zona Norte, como valor agregado al sistema productivo. *Revista Tecnología En Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v35i5.6188>

- Cassano, C., Barlow, J., & Pardini, R. (2012). Large mammals in an agroforestry mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 44(6), 818-825.
- Castañeda, F., Pereira, S., Herrera, L., & Estrada, N. (2014). Diversidad de mamíferos silvestres en fincas de cacao. *Tegucigalpa: Panthera/Helvetas-Honduras/Aprosacao*.
https://www.researchgate.net/publication/331993536_Diversidad_de_mamiferos_silvestres_en_fincas_de_cacao_Honduras
- Castellanos, C. (2006). Extinción causas y efectos sobre la diversidad biológica. *Luna Azul*, 23, 33–37.
- Ceballos, G., García, A., & Ehrlich, P. (2010). The Sixth Extinction Crisis Loss of Animal Populations and Species. *JournalofCosmology.Com*, 8, 1821–1831.
<https://www.researchgate.net/publication/266231196>
- Ceballos, G., & Oliva, G. (2005). Los mamíferos silvestres de México. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Conservación de la Biodiversidad. Fondo de Cultura Económica.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chediack, S. (2009). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?*
http://www.oikos.unam.mx/LECT/images/Libros/mmrjrgj_2009.pdf
- CONABIO, CONAFOR, & CONANP. (2016). *Desarrollo de capacidades para el monitoreo de Bosques en México*.
https://www.biodiversidad.gob.mx/media/1/monitoreo/snmb/files/brochure_snmnb.pdf

- Cuartas-Calle, C. & Muñoz-Arango, J. (2003). Marsupiales, cenoléstidos e insectívoros de Colombia. Editorial Universidad de Antioquia
- de Giorgi, A. (2016). Diversidad de aves y mamíferos presentes en tres campos de soja en el departamento de Colonia y su relación con el daño a dicho cultivo.
- de Oliveira, T., Tortato, M., Silveira, L., Kasper, C., Mazim, F., Lucherini, M., ... & Sunquist, M. (2010). Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and conservation of wild felids*, 559-580.
- DEVIDA. (2014). Paquete tecnológico del cultivo del cacao fino de aroma. Comisión Nacional para el desarrollo y vida sin drogas.
- Díaz-Pulido, A. & Payán-Garrido, E. (2012). *Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia.
- Dillon, A. & Kelly, M. (2008). Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*, 275(4), 391-398.
- Dirzo, R. & Raven, P. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources*, 28(1), 137-167.
- Ehrlich, P. (1988). *The loss of biodiversity. Causes and consequences*. National Academy Press.
- Eisenberg, J., & Redford, K. (1989). *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil (Vol. 3)*. University of Chicago Press.
- Emmons, L. & Feer, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals, A Field Guide*. The University of Chicago Press, Chicago and London.

- Encalada, L. (2018). Patrones de actividad diaria de mamíferos medianos y grandes de la Reserva Biológica Uyuca mediante fototrampeo. Doctoral dissertation, Zamorano: Escuela Agrícola Panamericana, 2018.
- Fa, J., Peres, C., & Meeuwig, J. (2002). Explotación de carne silvestre en bosques tropicales: Una comparación intercontinental. *Conservation Biology*, 16(1), 232–237. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x>
- FAO. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010*.
- Fedecacao. (2024). *Producción Nacional de Cacao*. Economía Nacional. <https://www.fedecacao.com.co/economianacional>
- Feldhamer, G., Merritt, J., Krajewski, C., Rachlow, J., & Stewart, K. (2020). *Mammalogy: Adaptation, Diversity, Ecology* (Fifth edition).
- Ferreira, M., & Vieira, M. (2015). Activity patterns of the brown four-eyed opossum *Metachirus nudicaudatus* and the Atlantic spiny rat *Trinomys dimidiatus* in the Brazilian Atlantic Forest. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 74, 110-111.
- Findlay, M., Briers, R. & White, P. (2020). Component processes of detection probability in camera-trap studies: understanding the occurrence of false-negatives. *Mammal Research*, 65(2), 167–180. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00478-y>
- Fitzherbert, E., Struebig, M., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C., Donald, P. & Phalan, B. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in ecology & evolution*, 23(10), 538-545.
- Fonseca-Prada, K., Botero-Henao, N., Mendoza-Mora, A. & Tunarrosa-Echeverría, E. (2023).

Patrones de actividad de mamíferos medianos en fragmentos de bosque de Marquetalia (Caldas, Colombia).

Foster, V., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A., Negrões, N., Fonseca, C. & Silveira, L. (2013). Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373–379. <https://doi.org/10.1111/btp.12021>

Fragaszy, D., Izar, P., Visalberghi, E., Ottoni, E. & de Oliveira, M. (2004). Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and stone pounding tools. *American Journal of Primatology*, 64(4), 359–366. <https://doi.org/10.1002/ajp.20085>

Franco-Quimbay, J. & Rojas-Robles, R. (2015). Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* en dos regiones con diferente estado de conservación. *Actualidades Biológicas*, 37(102), 273-285.

Galvis, L. (2022). Efecto de la caza sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en el Parque Natural Regional Santurbán-Arboledas, Norte de Santander, Colombia. Universidad de Pamplona.

Garcia, C. & Lescuyer, G. (2008). Monitoring, indicators and community based forest management in the tropics: pretexts or red herrings? *Biodiversity and conservation*, 17, 1303-1317.

García, H. (2012). *Deforestación en Colombia: Retos y perspectivas*.

Godfray, H., Beddington, J., Crute, I., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J., ... & Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *science*, 327(5967), 812-818.

Gómez, H., Wallace, R., Ayala, G., & Tejada, R. (2005). Dry season activity periods of some

Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2), 91–95.

<https://doi.org/10.1080/01650520500129638>

González, J., Etter, A., Sarmiento, A., Orrego, S., Ramírez, C., Cabrera, E., Vargas, D., Galindo, G., García, M. & Ordoñez, M. (2016). *Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia*.

González, X. (2019). “Tenemos 176.050 hectáreas sembradas de cacao”, presidente de Fedecacao. Agronegocios. <https://www.agronegocios.co/agricultura/tenemos-176-050-hectareas-sembradas-de-cacao-eduard-baquero-lopez-presidente-ejecutivo-de-fedecacao-2923404>

González-Valdivia, N., Casanova-Lugo, F. & Cetzal-lx, W. (2016). *Sistemas agroforestales y biodiversidad* (Vol. 9).

Guillera-Arroita, G. (2017). Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40(2), 281–295. <https://doi.org/10.1111/ecog.02445>

Guiracocha, G., Harvey, C., Somarriba, E., Krauss, U. & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas Volumen 8, número 30 (2001), páginas 7-11*.

Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., Gonzalez, A., Holt, R., ... & Townshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science advances*, 1(2).

- Harvey, C. (2003). ¿Cómo involucrar a la población local en el monitoreo de la biodiversidad? Ideas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas Volumen 10, números 37-38* (2003), páginas 18-23.
- Heilbrun, R., Silvy, N., Peterson, M. & Tewes, M. (2006). Estimating Bobcat Abundance Using Automatically Triggered Cameras. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), 69–73. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[69:ebauat\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[69:ebauat]2.0.co;2)
- Hernández-Pérez, E., Reyna-Hurtado, R., Castillo-Vela, G., Sanvicente-López, M. & Moreira-Ramirez, J. (2015). Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. *Therya*, 6(3), 559-574.
- Hill, M. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hobson, K., Mayne, R., & Hamilton, J. (2014). A step-by-step guide to Monitoring and Evaluation. Project “Monitoring and Evaluation for Sustainable Communities, 1-60.
- Jaimes-Suárez, Y., Agudelo-Castañeda, G., Báez-Daza, E., Montealegre-Bustos, F., Rengifo-Estrada, G. & Rojas-Molina, J. (2022). Modelo productivo para el cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) en el departamento de Santander (2^a ed.). *Agrosavia, Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria*. <https://doi.org/10.21930/agrosavia>
- Jones, C., Lawton, J., Shachak-Jones, M. & Lawton, H. (1994). *Organisms as ecosystem engineers*.
- Jones, K. & Safi, K. (2011). Ecology and evolution of mammalian biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1577), 2451–2461. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0090>

- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. In *Agroforestry Systems* (Vol. 76, Issue 1, pp. 1–10). <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Juan-Baeza, I., Martinez-Garza, C. & del-Val, E. (2015). Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored tropical dry forest. *PloS one*, 10(6), e0128583.
- Kataria, E. (2023). Influence of Anthropogenic Habitat Perturbation and Human Activity on Foraging Activity of the Central American Agouti (*Dasyprocta punctata*). *Tropical Ecology and Conservation*, 121.
- Kays, R. & Slauson, K. (2008). Remote cameras. Noninvasive survey methods for carnivores, 110-140.
- Kays, R., Arbogast, B., Baker-Whatton, M., Beirne, C., Boone, H., Bowler, M., ... & Spironello, W. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, 11(6), 700-713.
- Kéry, M. & Royle, J. (2015). *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS* (1st ed., Vol. 1).
- Kindt, R. & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.
- Kinzig, A., Pacala, S. & Tilman, D. (2002). *The Functional Consequences of Biodiversity: empirical progress and theoretical extensions*. Princeton University Press.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. (2003). How effective are European agri-environment schemes in

- conserving and promoting biodiversity? In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 40, Issue 6, pp. 947–969). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>
- Kolowski, J. & Forrester, T. (2017). Camera trap placement and the potential for bias due to trails and other features. *PLoS ONE*, 12(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186679>
- Konecny, M. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical mammalogy*, 1989, 243-264.
- Kristensen, P. (2003). *EEA core set of indicators*.
- Lacher, T., Davidson, A., Fleming, T., Gómez-Ruiz, E., McCracken, G., Owen-Smith, N., Peres, C. & Vander-Wall, S. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100(3), 942–964. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy183>
- Lambert, T., Kays, R., Jansen, P., Aliaga-Rossel, E. & Wikelski, M. (2009). Nocturnal activity by the primarily diurnal Central American agouti (*Dasyprocta punctata*) in relation to environmental conditions, resource abundance and predation risk. *Journal of Tropical Ecology*, 25(2), 211-215.
- LeBoeuf, B., Kenyon, K. & Villa-Ramírez, B. (1986). The Caribbean monk seal is extinct. *Marine Mammal Science* (Vol. 2, pp. 70–72).
- Lennon, A., Lewis, V., Farrell, A. & Umaharan, P. (2021). Photochemical responses to light in sun and shade leaves of *Theobroma cacao* L. (West African Amelonado). *Scientia Horticulturae*, 276. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109747>
- Leuchtenberger, C., de Oliveira, S., Cariolatto, L. & Kasper, C. (2018). Activity pattern of medium and large sized mammals and density estimates of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in

the Brazilian pampa. *Brazilian Journal of Biology*, 78(4), 697–705.
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.174403>

Linares-Arias, J., Carrillo-Fajardo, M., González, C., Vergara-Doria, L., Prioló, M., Vargas-Pérez, A., Martínez, J., ... & Martínez-Callejas, S. (2019). *Implementar estrategias de rehabilitación de humedales de la región de la mojana buscando recomponer el suministro de servicios ecosistémicos, aumentando así el bienestar de sus habitantes, a través de la adaptación a las dinámicas naturales de una planicie de inundación.*

Lira-Torres, I. & 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.

López, T. (2007). *Sistemas agroforestales.*

López-Ramírez, C., Restrepo-Quiroz, T., & Solari-Torres, S. (2020). Diversidad y ecología de mamíferos no voladores asociados a un sistema agro-productivo de cacao, Granja Yarigués, Santander, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 42(112).
<https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v42n112a01>

Lowry, L. (2015). *Neomonachus tropicalis*, Caribbean Monk Seal. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T13655A45228171.en>

Mackenzie, D., Nichols, J., Lachman, G., Droege, S., Royle, J., & Langtimm, C. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* (Vol. 83, Issue 8).

- Maffei, L., Cuellar, E. & Noss, A. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, 11, 55-65.
- Magurran, A. (1988). Diversity indices and species abundance models. *Ecological diversity and its measurement*, 7-45.
- Mandujano, S. & Pérez-Solano, LA (Eds.) 2019. Fototrampeo en R: Organización y Análisis de Datos. Volumen I. Instituto de Ecología AC Xalapa, Ver., 248 pp.
- Marconi, L. & Armengot, L. (2020). Complex agroforestry systems against biotic homogenization: The case of plants in the herbaceous stratum of cocoa production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106664>
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Valenzuela-Galván, D. & Nicolás-Medina, A. (2011). Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2207-2218.
- Mccallum, J. (2013). Changing use of camera traps in mammalian field research: Habitats, taxa and study types. In *Mammal Review* (Vol. 43, Issue 3, pp. 196–206). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00216.x>
- McCleery, R., Monadjem, A., Conner, L., Austin, J., & Taylor, P. (2022). *Methods for ecological research on terrestrial small mammals*. JHU Press.
- Medellín, R., Azuara, D., Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz, E., Legaria, R., Lira, I. Ramos-Fernández, G. & Ávila, S. 2006. Censos y Monitoreo, pp. 25-35. C. Chávez y G. Ceballos

- (Eds.). El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo. CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México. México. D. F.
- Meek, P., Ballard, G., & Falzon, G. (2016). The higher you go the less you will know: placing camera traps high to avoid theft will affect detection. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(4), 204–211. <https://doi.org/10.1002/rse2.28>
- Mejía, L. & Palencia, G. E. (2004). Una aproximación a los sistemas agroforestales con cacao. *Corpoica, Bucaramanga, Colombia*.
- Mendivelso, D. & Montenefgro, O. (2007). Diagnóstico del tráfico ilegal y del manejo post decomiso de fauna silvestre en nueve corporaciones autónomas regionales de Colombia. *Acta Biol. Colomb*, 125–127.
- Meredith, M. & M. Ridout. (2017). overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R package version 0.3.0.
- Minagricultura. (2017). Cadena de cacao. Indicadores e instrumentos. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. <https://sioc.minagricultura.gov.co/Cacao/Documentos/2017-10-30%20Cifras%20Sectoriales.pdf>
- Miranda, A. (1997). *Deforestación y fragmentación del hábitat: consecuencias ecológicas sobre la fauna de mamíferos de la selva tropical estacional*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B033. México, D.F.
- Monge, J. (2018). Pasado, presente y futuro del manejo de vertebrados plaga en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 52(1), 221-238.

- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., & Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L. & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.
- Monterroso, P., Alves, P. & 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/s00265-014-17481>
- Morales-Jiménez, A. (2004). *Mamíferos terrestres y voladores de Colombia: guía de campo*. Ramos López editorial.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1*. SEA, M&T-Manuales y tesis. España
- Moreno-Calles, A., Toledo, V. & Casas, A. (2013). Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences*, 91(4), 375-398.
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Diaz-Pulido, A., & Mantilla-Meluk, H. (2018). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bitá, Vichada, Colombia. *Biota colombiana*, 19(1), 202-218.
- Motamayor, J., Lachenaud, P., da Silva e Mota, J., Loor, R., Kuhn, D., Brown, J. & Schnell, R. (2008). Geographic and genetic population differentiation of the Amazonian chocolate tree (*Theobroma cacao* L). *PLoS ONE*, 3(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003311>

- Muñoz-Saba, Y., Trujillo, F., Calvo-Roja, N., Cañón, S., Mosquera-Guerra, F. J. (2016). Mamíferos de las cuencas de los ríos Meta y Bitá. Diversidad en la cuenca baja y media del río Meta. 249 – 273.
- Nair, P. K. R. (1985). *Classification of agroforestry systems*.
- Naughton-Treves, L., Mena, J., Treves, A., Alvarez, N. & Radeloff, V. (2003). Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17(4), 1106-1117.
- Navarro, J. & Gómez, A. (2015). Diversidad de mamíferos terrestres en bosques cercanos a cultivos de piña, Cutris de San Carlos, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7(1), 58-65.
- Neilson, E., Avgar, T., Cole-Burton, A., Broadley, K. & Boutin, S. (2018). Animal movement affects interpretation of occupancy models from camera-trap surveys of unmarked animals. *Ecosphere*, 9(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2092>
- Noble, I. & Dirzo, R. (1997). Forests as human-dominated ecosystems. *Science*, 277(5325), 522–525. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.522>
- Norse, E., Rosenbaum, K., Wilcove, D. & Wilcox, B. (1990). Conserving biological diversity in our national forests. The Wilderness Society.
- Noss, R. (1983). *A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity* (11th ed., Vol. 33). BioScience.
- O'Brien, T. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*, 71-96.

- O'Connell, A., Nichols, J. & Karanth, K. (2011). Abundance, density and relative abundance: A conceptual framework. In *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses* (pp. 71–96). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E. & Wagner, H. (2018). Package 'vegan'. *Community ecology package, version, 2*(9).
- ONUDI. (2017). Diagnóstico y plan de acción para el desarrollo de la cadena de valor de cacao y chocolatería en Colombia. Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI) y Programa de Transformación Productiva (PTP), Bogotá D.C.
- Orea-Gadea, J. (2010). *Efecto de plantaciones mixtas sobre la diversidad herpetofaunística en selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos* (Doctoral dissertation, Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Morelos, México).
- Pardo-Vargas, L. & Payán-Garrido, E. (2015). Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué, Casanare, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(1), 54-66.
- Patton, J., Pardiñas, U. & D'Elía, G. (2020). Mammals of South America, volume 2: rodents. University of Chicago Press. ISBN: 022616957X.
- Payán-Garrido, E. & Soto-Vargas, C. (2012). Los Felinos de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 48 pp.
- Peralta-Zapata, N., Sánchez-Ardila, J., Sáenz-Jiménez, F., Serrano-Sánchez, S., Ardila-Rueda, C., Calonge-Camargo, B., Garcés-Quiroz, E., & Caballero-Aldana, D. (2019). Proyecto fauna y

sistemas productivos en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso - Santander. *Informe Final, Convenio 47/43*.

Pérez-Zuñiga, J., Rojas-Molina, J. & Zabala-Perilla, A. (2021). Plant spacing assessment in cocoa (*Theobroma cacao* L.) agroforestry systems in the Colombian Pacific region. *Agronomía Colombiana*, 39(3), 426-437.

Pinilla-Buitrago, G., Rojas-Rojas, A., Liévano-Latorre, L., & HE, R. C. (2015). Familia Felidae. *Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo*. (Suárez-Castro, AF and HE Ramírez-Chaves, eds.). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia, 78-103.

Power, M., Tilman, D., Estes, J., Menge, B., Bond, W., Mills, L., Daily, G., Castilla, J., Lubchenco, J. & Paine, R. T. (1996). *Challenges in the Quest for Keystones Identifying keystone species is difficult-but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems*. <https://academic.oup.com/bioscience/article/46/8/609/237132>

Price, M. (2013). High Nature Value Farming in Europe: 35 European Countries—Experiences and Perspectives. In R. Oppermann, G. Beaufoy, & G. Jones (Eds.), *Mountain Research and Development* (Vol. 33, Issue 4, pp. 480–481). International Mountain Society (IMS) and United Nations University. <https://doi.org/10.1659/mrd.mm126>

Ramírez-Chaves, H., Morales-Martínez, D. M., Rodríguez-Posada, M. E., & Suárez-Castro, A. F. (2021). Checklist of the mammals (Mammalia) of Colombia. *Mammalogy Notes*, 7(2), 253. <https://doi.org/10.47603/mano.v7n2.253>

Ramírez-Chaves, H., Suárez Castro, A., Morales-Martínez, D., Rodríguez-Posada, M., Zurc, D., Concha-Osbahr, D., Trujillo, A., Noguera-Urbano, E., Pantoja-Peña, G., González-Maya, J.,

- Pérez-Torres, J., Mantilla-Meluk, H., López-Castañeda, C., Velásquez-Valencia, A. & Zárrate-Charry, D. (2021). *Mamíferos de Colombia*.
- Ripple, W., Abernethy, K., Betts, M., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P., Macdonald, D., Machovina, B., Newsome, T., Peres, C., Wallach, A. & Wolf, C. (2016). Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3(10). <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>
- Ripple, W., Beschta, R., Fortin, J. & Robbins, C. (2014). Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *Journal of Animal Ecology*, 83(1), 223–233. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12123>
- Rodríguez-Mahecha, J., Alberico, M., Trujillo, F. & Jorgenson, J. (2006). Libro Rojo de los mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. *Conservación Internacional Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá, DC*, 433.
- Rojas, M., Caicedo, V. & Jaimes, Y. (2017). Dinámica de descomposición de la biomasa en sistemas agroforestales con *Theobroma cacao* L., Rionegro, Santander (Colombia). *Agronomía Colombiana*, 35(2), 182–189. <https://doi.org/10.15446/agron.colomb.v35n2.60981>
- Rojas-Ardila, J., Rojas, F., Ramírez, O., Moreno, F., Castro, G. & Pinzón Useche, J. (2012). Guía técnica para el cultivo del cacao. Agrosavia. <https://repository.agrosavia.co/handle/20.500.12324/11685>

- Rojas-Martínez, A. & Soriano, P. (2018). El puma (*Puma concolor*) en un ambiente antropizado dentro de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados. REFAMA-CON, Querétaro*, 149-162.
- Roman, M., Santacruz, A. & Cueva, G. (2016). Sistemas agroforestales con especies de importancia maderable y no maderable, en el trópico seco de México. *Avances en investigación Agropecuaria*, 20(2), 53-72.
- Rowcliffe, J. (2017). Key frontiers in camera trapping research. In *Remote Sensing in Ecology and Conservation* (Vol. 3, Issue 3, pp. 107–108). Wiley-Blackwell.
<https://doi.org/10.1002/rse2.65>
- Rowcliffe, J., Field, J., Turvey, S. & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Rowcliffe, J., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C. & Jansen, P. (2014). Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1170–1179.
<https://doi.org/10.1111/2041-210x.12278>
- Ruiz-García, M., Leguizamón, N., Bello, A., Pinedo-Castro, M., Ortega, J. & Jaramillo, M. (2020). Determination of the geographical origins of the wild animals seized by the Secretaría Distrital del Ambiente (SDA) in Bogotá (Colombia) by means of molecular analyses during 2017-2018. *Boletín de La Real Sociedad Española de Historia Natural*, 114–2020, 111–136.
<https://doi.org/10.29077/bol.114.e03.ruiz>
- Rumiz, D. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*, 2, 53-73.

- Saborío, M. (2016). Agroforestería y biodiversidad: La importancia de los sistemas agroforestales en la conservación de especies. *Biocenosis*.
- Salazar, J., Melgarejo, L., Casanoves, F., di Rienzo, J., DaMatta, F. & Armas, C. (2018). Photosynthesis limitations in cacao leaves under different agroforestry systems in the Colombian Amazon. *PLoS ONE*, 13(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206149>
- Saldaña, I., Cadavid, A. & Gómez, D. (2020). Abundancia relativa y patrones de actividad de *Didelphis marsupialis* en un área periurbana de Medellín, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 24(3), 7366-7371.
- Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P. & Cadena, A. (2004). Inventario de mamíferos en un bosque de los andes centrales de Colombia/Mammal survey in a Central Andes forest in Colombia. *Caldasia*, 291-309.
- Sánchez-Brenes, R. & Monge, J. (2021). Períodos de actividad y dieta de *Dasyprocta punctata* (Gray, 1842) (Rodentia; Dasyproctidae) en agroecosistemas con café, San Ramón, Costa Rica. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA* (N.S.), 1–15. <https://doi.org/10.21829/azm.2021.3712346>
- Santos, T. & Tellería, J. (2006). *Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies*. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423>
- Saunders, D., Hobbs, R. & Margules, C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5(1), 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>

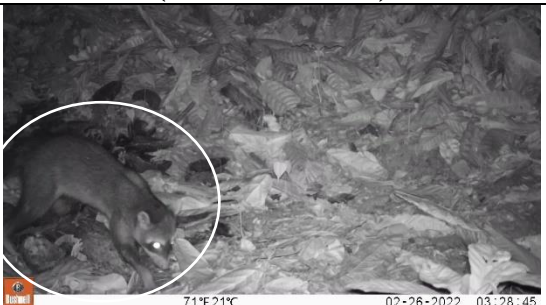
- Schmid, F. & Schmidt, A. (2006). Nonparametric estimation of the coefficient of overlapping— theory and empirical application. *Computational statistics & data analysis*, 50(6), 1583-1596.
- Schroth, G. & Harvey, C. A. (2007). Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2237-2244.
- Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). (2020). *¿Qué es tráfico ilegal y qué implicaciones tiene para nuestra fauna silvestre?* Alcaldía Mayor de Bogotá. <https://ambientebogota.gov.co/web/sda/trafico-ilegal>
- Shirk, J., Ballard, H., Wilderman, C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., ... & Bonney, R. (2012). Public participation in scientific research: a framework for deliberate design. *Ecology and society*, 17(2).
- Soacha-Godoy, K. & Gómez, N. (2016). *Reconocer, conectar y actuar: porque la ciencia la hacemos todos*. (K. Soacha & N. Gómez, Eds.). <https://doi.org/10.21068/r.2017.01>
- Soacha-Godoy, K., Martínez-Callejas, S. & Rey-Velasco, J. (2018). *Ciencia participativa: Contribuciones al conocimiento de la biodiversidad*. <http://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2017/cap1/105/#seccion14>
- Stork, N. (2010). Re-assessing current extinction rates. *Biodiversity and Conservation*, 19(2), 357–371. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9761-9>
- Suárez Salazar, J., Melgarejo, L., Casanoves, F., di Rienzo, J., DaMatta, F. & Armas, C. (2018). Photosynthesis limitations in cacao leaves under different agroforestry systems in the Colombian Amazon. *Plos one*, 13(11), e0206149.

- Suselbeek, L., Emsens, W., Hirsch, B., Kays, R., Rowcliffe, J., Zamora-Gutierrez, V. & Jansen, P. A. (2014). Food acquisition and predator avoidance in a Neotropical rodent. *Animal Behaviour*, 88, 41-48.
- Tirira, D. G. (2007). *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador*. <https://www.researchgate.net/publication/322953093>
- Tobler, M., Carrillo-Percastegui, S. & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3), 261–270. <https://doi.org/10.1017/S0266467409005896>
- Tobler, M., Carrillo-Percastegui, S., Leite-Pitman, R., Mares, R. & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal conservation*, 11(3), 169-178.
- Torres, M. & Quiñones, C. (ed.). 2019. Santander Bio: resultados, retos y oportunidades. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Trollet, F., Huynen, M., Vermeulen, C. & Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A review. In *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* (Vol. 18, Issue 3). <https://www.researchgate.net/publication/266381944>
- Udawatta, R., Rankoth, L. & Jose, S. (2021). Agroforestry and ecosystem services. In *Agroforestry and Ecosystem Services*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80060-4>
- UICN-Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2024). Lista Roja de Especies Amenazadas. Recuperado de: <https://www.iucnredlist.org/es>

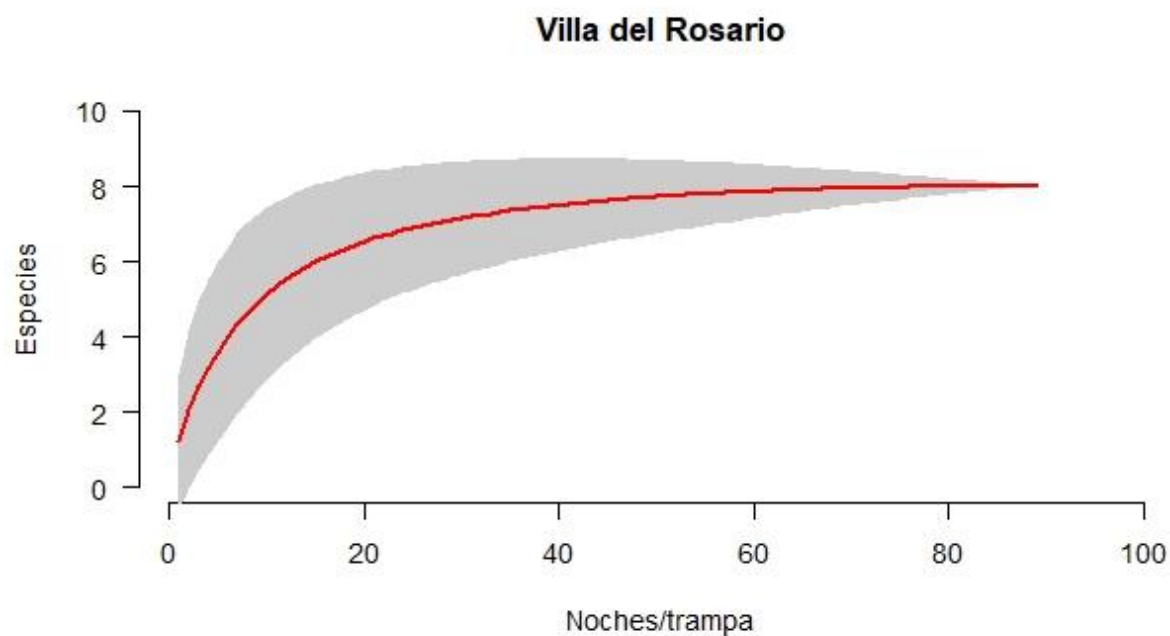
- Vélez, D., Rey, J., Castro-Moreno, C., Ortiz, A. & González, A. (2018). Línea base de especies en términos de su vocación de conservación y uso sostenible del departamento de Santander - Proyecto Santander BIO. 9523 registros. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. <https://doi.org/10.15472/it31i8>
- Wemmer, C. (1998). Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG)
- White, P., Jennings, N., Renwick, A. & Barker, N. (2005). Questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *Journal of applied ecology*, 42(3), 421-430.
- Whittaker, R. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant. Communities Science, New Series, 147(3655): 250-260.
- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.
- Wilson, D. & Reeder, D. (Eds.). (2005). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (Vol. 1). JHU press.
- Zar, J. (2010). Biostatistical analysis. New Jersey. United States of America.
- Zermeño-Hernández, I., Pingarrón, A. & Martínez-Ramos, M. (2016). Agricultural land-use diversity and forest regeneration potential in human-modified tropical landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 210-220.

10. Anexos

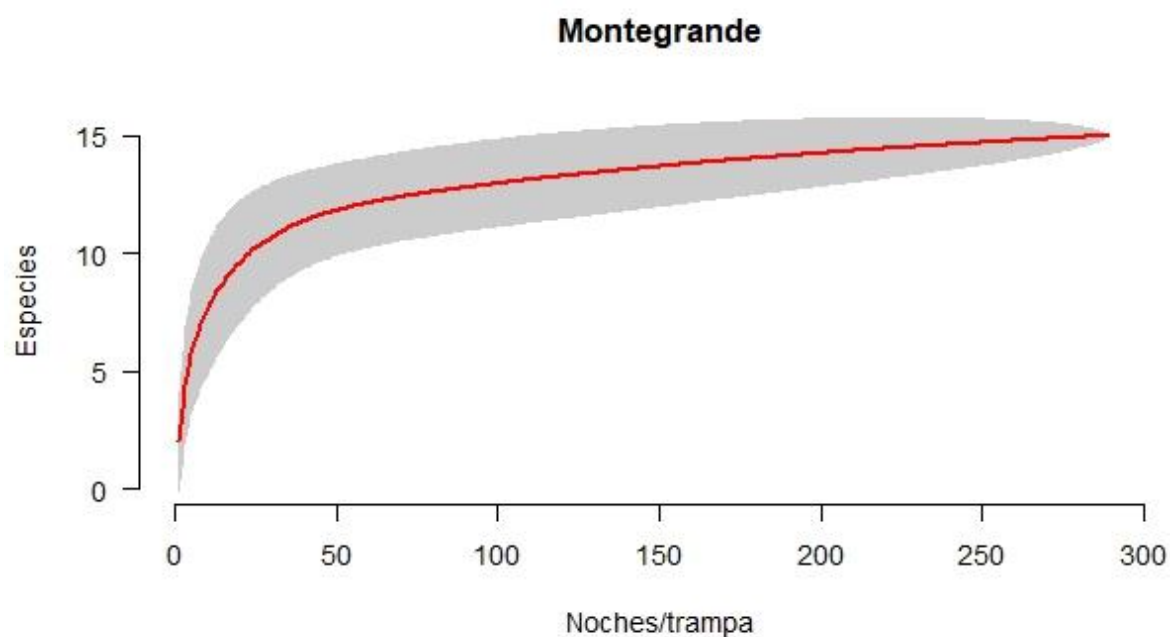
	
Armadillo cola de trapo (<i>Cabassous centralis</i>)	Zorro perruno (<i>Cerdocyon thous</i>)
	
Tinajo (<i>Cuniculus paca</i>)	Ñeque (<i>Dasyprocta punctata</i>)
	
Armadillo nueve bandas (<i>Dasypus novemcinctus</i>)	Zarigüeya común o fara (<i>Didelphis marsupialis</i>)
	
Zorro umba o tayra (<i>Eira barbara</i>)	Hurón (<i>Galictis vittata</i>)

 Yaguarondi (<i>Herpailurus yagouaroundi</i>)	 Ocelote o tigrillo (<i>Leopardus pardalis</i>)
 Margay o tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	 Venado (<i>Mazama americana</i>)
 Chucha cuatro ojos (<i>Metachirus nudicaudatus</i>)	 Mapache o zorra patona (<i>Procyon cancrivorus</i>)
 Ardilla de cola roja (<i>Syntheosciurus granatensis</i>)	 Hormiguero (<i>Tamandua mexicana</i>)

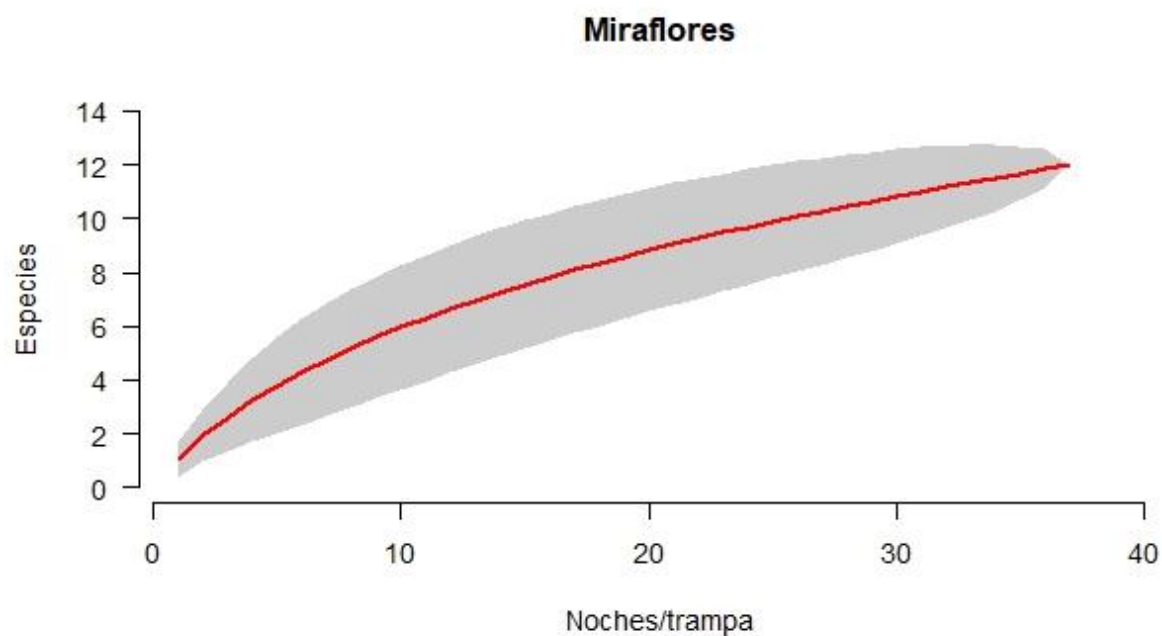
Anexo 1. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas en el cultivo de cacao en San Vicente de Chucurí, Santander. (No incluye al zorrillo o mapuro). Fuente: Elaboración propia.



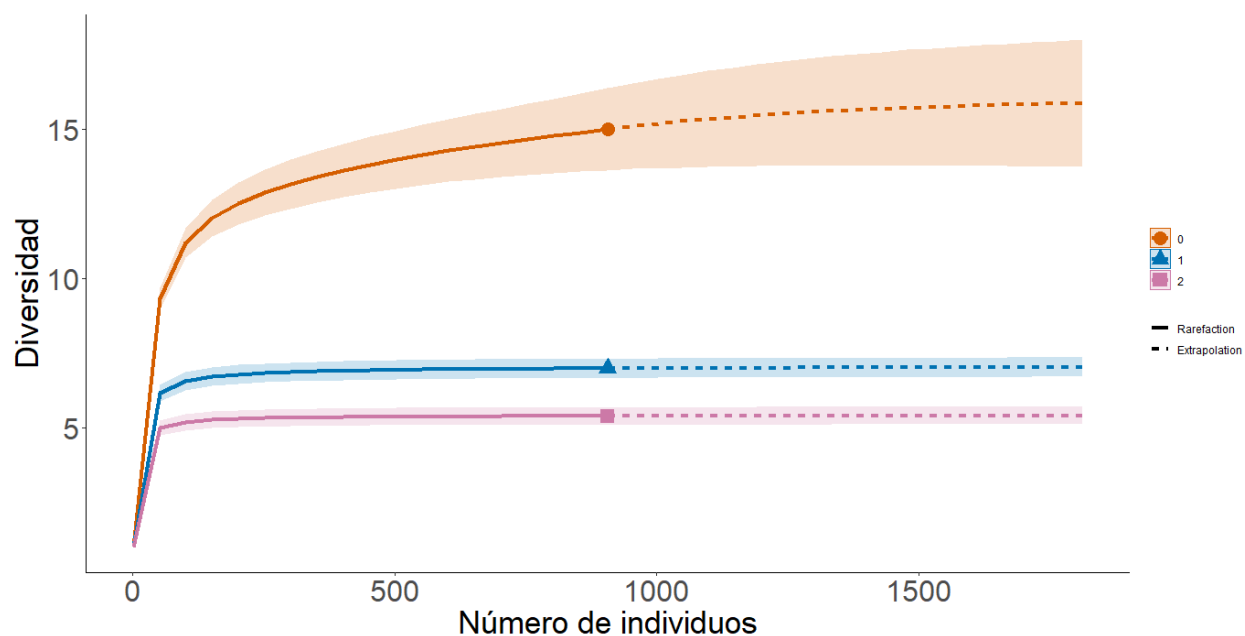
Anexo 2. Curva de completitud de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Villa del Rosario. Fuente: Elaboración propia.



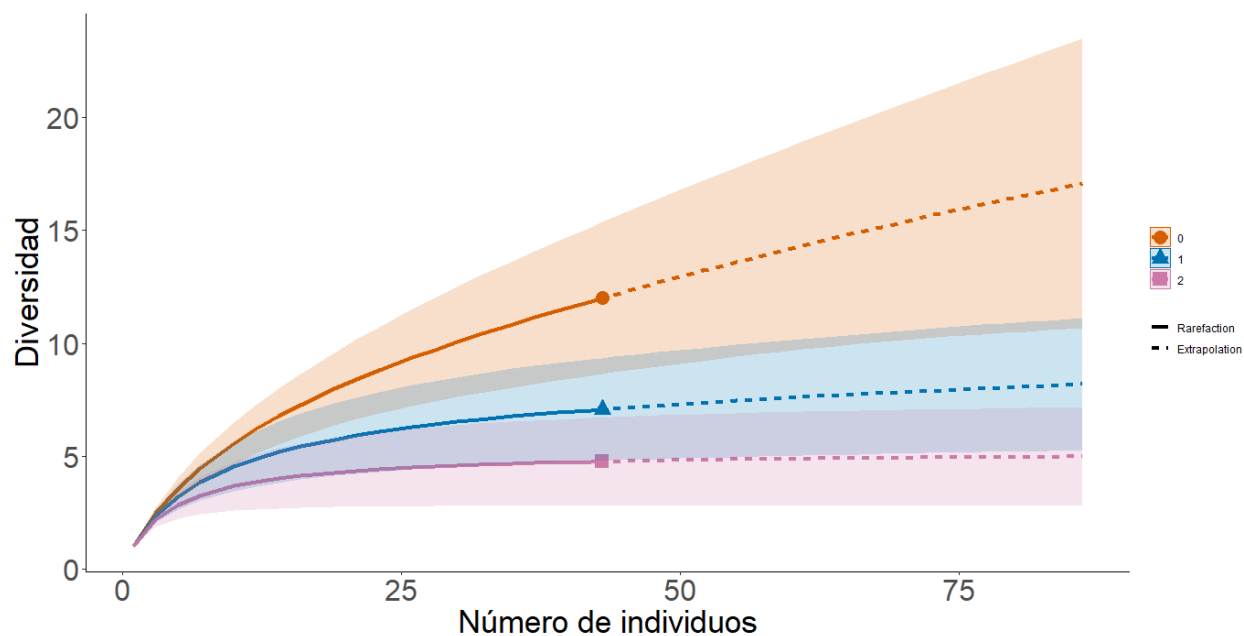
Anexo 3. Curva de completitud de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Montegrando. Fuente: Elaboración propia.



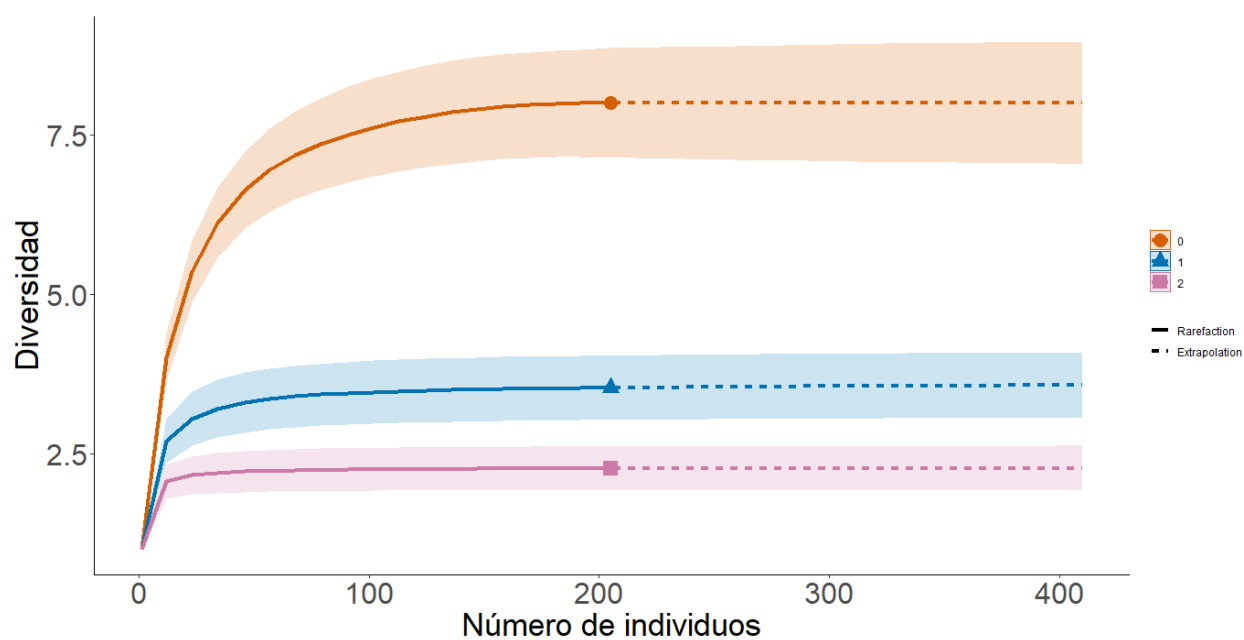
Anexo 4. Curva de completitud de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Miraflores. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 5. Serie de números de Hill de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Montegrande. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 6. Serie de números de Hill de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Miraflores. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 7. Serie de números de Hill de las especies registradas en el cultivo de cacao como sistema agroforestal en la finca Villa del Rosario. Fuente: Elaboración propia.